



Hinc patriam sustinet

Instituto Superior de Agronomia
Universidade Técnica de Lisboa

Alguns impactos ambientais relacionados com a aplicação de chorume de suínos na agricultura.

Caso de estudo com a cultura de milho (*Zea mays L.*) no Brasil.

Lisandra da Silva Pereira

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia do Ambiente

Orientador: Professora Doutora Cláudia Saramago de Carvalho Marques dos Santos
Cordovil

Júri:

Presidente: Doutora Elizabeth Costa Neves Fernandes de Almeida Duarte, Professora Catedrática do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa.

Vogais: Doutora Cláudia Saramago de Carvalho Marques dos Santos Cordovil, Professora Auxiliar do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa;

Doutora Rita do Amaral Fragoso, Professora Auxiliar Convidada do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa;

Doutor Sílvio César Sampaio, Professor Adjunto da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Brasil.

Lisboa, 2013

Agradecimentos

À minha Orientadora Cláudia Cordovil, agradeço pela paciência, disponibilidade sabedoria, apoio e todo o incentivo que me deu para fazer parte deste trabalho no Brasil, foi um experiência que ficará para a vida.

Ao professor Sílvio, pela oportunidade de poder participar no seu projeto na UNIOESTE por me receber muito bem em terras brasileiras. Às companheiras de trabalho Mauren, Daniela e Ana foram uma ótima equipa de trabalho, obrigada pela paciência e pela amizade.

À Cláudia Reis que mesmo sem saber quem eu era, abriu as portas da sua casa e recebeu-me de braços abertos na cidade, onde passei 3 meses dividindo inúmeras experiências e conhecimentos “Obrigadão”.

Aos meus pais Conceição e Xavier, por todo o apoio que me deram, pela compreensão, por todos os esforços que fizeram de modo a que pudesse chegar até aqui. Mesmo nas minhas decisões a que chamam de “malucas” apesar da apreensão, nunca deixaram de me apoiar acreditando que conseguiria cumprir com os meus objetivos. Obrigada Pai e Mãe, pela pessoa que sou hoje, sem vocês este trabalho não seria possível!

As minhas fantásticas manas Verónica e Cristina, obrigada por fazerem parte da minha vida! Apesar da distância nestes últimos 5 anos, sempre tiveram do meu lado, com o maior apoio, conselhos, amizade, partilha, cumplicidade, desabafos, por chamarem a atenção e muito mais... são as minhas heroínas!

Aos meus primos “Lisboetas do ISA” Carlos, Carina e Elisabete, por me terem recebido de braços abertos na grande capital, foram essenciais neste percurso, se não fossem vocês às tantas não estaria a apresentar este trabalho. Um muito obrigado por me “aturarem” durante estes anos e principalmente pelos apoios na minha adaptação na faculdade e na cidade. Claro, à restante família primos e tios madrinhas por todo o apoio durante estes anos, por acreditarem em mim.

Aos colegas e principalmente amigos Marta, Cátia, João e Romina por estarem sempre ao meu lado para ajudar, animar, implicar ou simplesmente estarem ali. Foi uma “longa caminha” de 5 anos que ao fim de contas passou a correr...anos estes que vão deixar muitas saudades! Ao Paulo e ao Diogo que nestes últimos meses vieram incomodar-me para dois dedos de conversa, e principalmente ajudar neste meu trabalho.

Ao pessoal que conheci na RUB, foram e são a minha grande família de Lisboa, obrigada a vocês por me aturem após os longos dias de trabalho por me chatearem por me animarem, pelos concelhos pelo conhecimento das culturas, divertimento, noites mal dormidas e pelos serões bem passados nestes últimos anos.

A todos aqueles que de uma forma ou de outra passaram por mim e contribuíram para este trabalho, pela pessoa que hoje sou; os professores, amigos da Madeira, amigos do Continente e do Brasil, colegas e outros que foram fazendo parte da minha vida, ao longo destes anos, a todos, muito Obrigada!

Resumo

A suinicultura é das atividades pecuárias com maior potencial de poluição do ambiente. Este trabalho teve como objetivo a avaliação do impacto ambiental da aplicação do chorume bruto de suíno no solo e na água lixiviada de lisímetros de drenagem, bem como compreender qual o método mais eficiente para valorizar este resíduo. O ensaio foi realizado com a cultura do milho (*Zea mays* L.) em 24 lisímetros sob as condições climáticas do local, e num latossolo vermelho distroférico. Efetuaram-se oito tipos de tratamentos com três repetições, aplicando quatro doses de chorume (0, 100, 200 e 300 m³.ha⁻¹) sendo que, em metade dos lisímetros foram aplicadas doses de chorume juntamente com adubação mineral de fundo. Recolheram-se duas amostras de lixiviado (12 e 85 dias após a sementeira) e duas amostras de solo (antes da aplicação de chorume e no fim do ciclo da cultura) para os quais se determinaram o pH, e as concentrações de Azoto, Fósforo, Potássio, Cobre e Zinco para verificar os efeitos da presença destes nutrientes no chorume. A partir dos resultados obtidos e para as condições de ensaio, a utilização de chorume suíno fresco não causou impactos ambientais negativos no solo e na água quanto aos elementos analisados e face às condições ensaiadas.

Palavras-chave: Chorume de suíno, milho, poluição ambiental, lisímetros, lixiviação, Valorização de resíduos

Abstract

Swine production is one of the livestock activities which has the greatest potential to lead to environmental pollution. This study aims to assess the environmental impact of the application of fresh pig slurry to a red distroferic latosol on leachate drainage from lysimeters, and define the best way of recycling this waste. The experiment was conducted with maize crop (*Zea mays* L.) grown in 24 lysimeters and under field conditions. Eight treatments with three replicates were used. Four levels of manure (0, 100, 200 and 300 m³.ha⁻¹) were applied and half of the lysimeters were fertilized with both pig slurry and mineral fertilizer. Two samples of leachate were collected (12 and 85 days after seeding) as well as two soil samples (before slurry application and at the end of the crop cycle). The pH, and concentrations of nitrogen, phosphorus, potassium, copper and zinc, were determined in the soil samples, to assess the effects of the presence of these nutrients in the slurry. From the results obtained and under the experimental conditions, application of fresh pig slurry did not cause negative environment impacts in soil and water, regarding the analyzed elements.

Keywords: swine manure, maize, environment pollution, lysimeters, leaching, waste recycling

Extended Abstract

Due to the growth of population, changes in eating habits and economic development, in the last years all over the world, swine production has increased amongst the livestock activities. Pig production is an activity with a high potential to harm the environment due to the amounts and type of effluents generated. For this reason, it is necessary to implement adequate management, including appropriate treatment and proper disposal, to avoid contamination of water, soil and air.

One of the greatest challenges of swine production is the development of processes to reduce its pollution potential and to find ways to promote the use of effluents, for example, in agriculture.

These effluents have a high organic load and excess of nutrients, mainly the principal macronutrients: Nitrogen, Phosphorus and Potassium; and some micronutrients such as Copper and Zinc.

Fertilization potential of pig slurry allows their application in agricultural soils and may be a good solution, because it has the essential nutrients for plant growth and development. Also, it contributes to reduce the utilization of chemical fertilizers.

Therefore, the objective of the present study was to assess environmental impact of the application of fresh pig slurry in the soil and in leaching losses from lysimeters, to evaluate its fertilizing effect as well as to understand the most effective method to use on this effluent, defining the correct dosages of application.

The experiment was conducted with maize crop (*Zea mays* L.) grown in 24 lysimeters with a red distroferic latosol and under field conditions. Eight types of treatments with three replicates were used. Two days before seeding, four levels of manure (0, 100, 200 and 300 m³.ha⁻¹) were applied and half of the lysimeters were fertilized with both pig slurry and mineral fertilizer.

Two samples of leachate were collected (12 and 85 days after seeding) as well as two soil samples (before application of slurry and at the end of the crop cycle). The pH, and concentrations of nitrogen, phosphorus, potassium, copper and zinc, were determined in the soil samples and in the leaching water, to assess the effects of the presence of these nutrients in the slurry.

From the results obtained and under the experimental conditions, the application of fresh pig slurry did not cause negative environment impacts in soil and water, regarding the analyzed

elements. Nevertheless, it is necessary to be precautionous about the concentration of copper and zinc in soil, because it can lead to its contamination due to accumulation of these heavy metals, which increase the toxicity to plants. It is necessary to have special attention with clay soils, whose nutrient retention may be high.

Water contamination, both superficial and underground water, is out of danger even with fresh pig slurry application for these experiment conditions. However, it is necessary to monitor soil to avoid nutrients accumulation, with main attention of heavy metals, which may create toxicity in plants or, later in water due to possible erosion.

Índice

1.Introdução	1
2.Revisão Bibliográfica	3
2.1.Caracterização do sector suinícola	3
2.1.1.No Mundo.....	3
2.1.2 No Brasil.....	5
2.1.3. Em Portugal e na Europa	7
2.2.Problemática dos resíduos de suinicultura intensiva	12
2.2.1.Características dos efluentes de suinicultura	12
2.3. Tratamentos aplicados aos chorumes de Suinicultura	15
2.3.1. Separação das fases Sólida e Líquida de chorumes	16
2.3.3. Compostagem	17
2.3.4 Digestão Anaeróbia.....	18
2.3.5. Sistema de Lagunagem.....	19
2.4. Utilização de chorumes na agricultura e problemática da sua aplicação	21
2.4.1. Matéria orgânica.....	21
2.4.2. Nutrição Vegetal.....	22
2.4.3 Problemas ambientais associados aos Macronutrientes principais.....	23
2.4.3.1 Azoto	24
2.4.3.2 Fósforo	27
2.4.3.3 Potássio	28
2.4.3.4 Micronutrientes - Cobre e Zinco.....	29
3. Parte Experimental	31
3.1. Localização do ensaio.....	31
3.1.2. Solo	32
3.1.3. Cultura utilizada.....	32
3.2. Lisímetros de drenagem	33
3.3. Metodologia do ensaio nos lisímetros de drenagem	34

3.4. Materiais usados.....	37
3.4.1. Chorume	37
3.4.2. Fertilizantes	40
3.5. Métodos utilizados na caracterização do chorume, do solo e do lixiviado.	40
3.5.1. Chorume	40
3.5.2. Solo	40
3.5.3. Recolha e Caracterização do lixiviado	41
3.6. Tratamento Estatístico	42
4. Resultados e Discussão	43
4.1. Resultados obtidos na análise dos lixiviados recolhidos	43
4.1.1. pH e condutividade elétrica (CE) dos lixiviados	43
4.1.2. Teor de Azoto total nos lixiviados	44
4.1.3. Teor de Fósforo (P) nos lixiviados	47
4.1.4. Teor de Potássio (K) nos Lixiviados.....	47
4.1.5. Teor de Cobre (Cu) e Zinco (Zn) nos lixiviados.....	49
4.2. Resultados obtidos na análise do solo	50
4.2.1. pH, Matéria Orgânica e CTC do Solo	50
4.2.2. Teores de cobre e zinco no solo	52
4.2.3. Teores de Potássio e Fósforo no solo	55
4.2.4. Teores de Azoto orgânico e Azoto inorgânico no solo	58
5. Conclusões.....	61
6. Bibliografia	63

Índice de Figuras

Figura 1 - Produção de suínos no Mundo (FAOstat, 2012).....	3
Figura 2 - Mapa Mundial com a distribuição de suínos no Mundo (FAO, 2012)	4
Figura 3 - Produção de suínos no Brasil (FAOstat, 2012).....	5
Figura 4 - Distribuição geográfica da suinicultura no Brasil (Fonte: ABIPECS, 2010) ...	6
Figura 5 - Número de explorações de produção de carne suína no Brasil	7
Figura 6 - Efetivo de suínos em Portugal por concelho (ENEAPAI, 2007)	8
Figura 7 - Produção de suínos em Portugal (FAOstat, 2012)	9
Figura 8 - Produção de suínos na Europa (FAOstat, 2012)	11
Figura 9 - Produção de carne suína na UE em milhares de toneladas (EUROstat)	12
Figura 10 - Modelo integrado de gestão e tratamento de efluentes de suinicultura (Bicudo et al., 1996 cit in Gouveia, 2011)	15
Figura 11 - Reator de mistura completa (Duarte, 2008).....	19
Figura 12 - Sistema de lagunagem comum numa exploração suinícola (Bicudo et al., 1996)	20
Figura 13 - Esquema dos nutrientes vegetais (adaptado Varennes, 2003).....	22
Figura 14 - Classificação climática do estado do Paraná, segundo Koppen (IAPAR, 1998)	31
Figura 15 - Esquematização dos lisímetros	33
Figura 16 - Características dos lisímetros.....	33
Figura 17 - Corte transversal da estrutura dos lisímetros	34
Figura 18 - Aplicação do chorume nos lisímetros	35
Figura 19 - Localização dos tratamentos, repetições e blocos.....	36
Figura 20 - Precipitação provável quinzenal para a região de Cascavel (Longo,2006)37	
Figura 21 - Biosistema integrado de tratamento de dejetos suínos.....	38
Figura 22 - Ponto de recolha do chorume utilizado.....	38
Figura 23 - Recolha das amostras de solo	41
Figura 24 - Recolha e análise do lixiviado	41
Figura 25 - Teores de Nt no lixiviado 1 e 2 CAD (com adubação) e SAD (sem adubação).	46
Figura 26 - Estado vegetativo do milho nos lisímetros 63 DAS para T3 (L23) e T1 (L4)48	
Figura 27 - Estado vegetativo do milho 63 DAS para o T5 (L24), T3 (L23) e T8 (L22) 57	
Figura 28 - Estado vegetativo do milho 63 DAS para o T5 (L16) e T1 (L4).....	58

Índice de quadros

Quadro 1 - Produção Mundial de Carne suína em Mil t – em equivalente – carcaça (Abipecs 2012).....	4
Quadro 2 - Efetivos Suínos em Portugal em 2010 (adaptado de INE – Estatísticas agrícolas, 2011), Unidade:1000 cabeças.....	10
Quadro 3 - Informação ambiental do sector suinícola (adaptado: ENEAPAI, 2007)....	11
Quadro 4 - Principais características do chorume de suínos bruto segundo vários autores	14
Quadro 5 - Impactes ambientais associados à aplicação de Azoto no solo (Fonte: Edwards e Someshwar, 200 cit. por Cordovil, 2004)	26
Quadro 6 - Resultado da análise granulométrica do solo da área experimental	32
Quadro 7 - Descrição dos Tratamentos utilizados	35
Quadro 8 - Características e designação dos Tratamentos e respetivos lisímetros	36
Quadro 9 - Principais características do Chorume.....	39
Quadro 10 - Quantidades de NPK aplicados em kg.ha-1 e em mg.lis-1	39
Quadro 11 - Quantidade de fertilizantes aplicados	40
Quadro 12 – Comparação de médias através da ANOVA para os valores de pH e CE ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) nos lixiviados 1 e 2 para os vários tipos de tratamentos aplicados.....	43
Quadro 13 - Comparação das concentrações médias de Nt (mg/l) através da ANOVA do lixiviado 1 e do lixiviado 2 para os 8 Tratamentos aplicados.....	45
Quadro 14 - Comparação de médias através da ANOVA para os valores de Potássio (mg.L^{-1}) nos lixiviado 1 (12 DAS) e nos lixiviados 2 (85 DAS).....	47
Quadro 15 - Comparação de médias através da ANOVA para os valores de Cobre e Zinco (mg.L^{-1}) nos lixiviado 1 (12 DAS) e nos lixiviados 2 (85 DAS).....	49
Quadro 16- Comparação de médias de pH, Matéria Orgânica (g.dm^{-3}) e CTC ($\text{mmol}_c.\text{dm}^{-3}$) do solo antes e depois da aplicação dos tratamentos com chorume e adubação mineral.	51
Quadro 17 - Comparação de médias através da ANOVA para os valores de cobre (mg. dm^{-3}) e zinco (mg.dm^{-3}) do solo antes e depois da aplicação do chorume, com ou sem adubação mineral	53
Quadro 18 - Comparação de médias de potássio e fósforo (mg.dm^{-3}) do solo, antes e depois da aplicação dos tratamentos com chorume e adubação mineral.-	55
Quadro 19 - Comparação de médias através da ANOVA para os valores de Azoto orgânico e Azoto inorgânico (mg.dm^{-3}) do solo, antes e depois dos tratamentos com chorume, com ou sem adubação mineral.	59

Lista de abreviaturas, siglas e símbolos *

AD – Adubação mineral

AGRILAB – Laboratório de Análises Agrícolas e Ambientais, Ltda.

ANOVA – Análise de variância

CAD – Com adubação mineral

CE – Condutividade Eléctrica

CTC – Capacidade de troca catiónica

DA – Digestão Anaeróbia

DAS – Dias após a sementeira

EU – União Europeia

FAO – Food and Agriculture Organization

MO – Matéria Orgânica

NEEA – Núcleo Experimental de Engenharia Agrícola

N_{inog} – Azoto inorgânico ou mineral

N_{kj} – Azoto Kjeldahl

N_t – Azoto Total

N_{org} – Azoto orgânico

SAD – Sem adubação mineral

UNIOESTE – Universidade Estadual do Oeste do Paraná

*nesta lista não se incluíram símbolos químicos, símbolos de unidade de massa, volume, etc. usualmente utilizados.

1. Introdução

Devido ao aumento de população, às mudanças de hábitos alimentares e ao desenvolvimento económico, a suinicultura tem sido uma das atividades agropecuárias que mais tem crescido nos últimos anos em todo mundo. Este aumento de produção de suínos leva também a um aumento de produção de resíduos pelo que a suinicultura representa, assim, um grande potencial de poluição do ambiente.

De facto, a suinicultura é um dos sectores da pecuária com maior carga poluente pelo que é necessário que os efluentes provenientes desta atividade tenham um tratamento e um destino adequado de modo a evitar a contaminação da água, do solo e do ar.

Este tipo de efluente tem uma elevada carga orgânica e excesso de nutrientes, maioritariamente macronutrientes principais como o Azoto, o Fósforo e o Potássio, e ainda alguns micronutrientes como o Zinco e o Cobre.

O facto deste efluente conter nutrientes essenciais para a nutrição das plantas, faz com que possa ser valorizado na agricultura com a finalidade de fertilizar. Contudo, a aplicação de chorumes suinícolas no solo é suscetível de originar problemas ambientais, principalmente de lixiviação de nitratos pelo que, a sua aplicação exige determinados cuidados.

A descarga de efluentes provenientes de suiniculturas nos cursos de água, tem provocado a deterioração da qualidade dos recursos hídricos principalmente pelo elevado potencial de poluição com Azoto, Fósforo, Cobre e Zinco, que permanecem no efluente apesar da existência de pré-tratamentos que antecedem a descarga.

A contaminação do solo e das águas quer subterrâneas quer superficiais em áreas onde são aplicados os chorumes suinícolas está intimamente ligada às características do chorume bem como ao tipo de solo e clima.

Neste momento, um dos grandes desafios para a suinicultura é o desenvolvimento de processos que reduzam o potencial poluente da atividade e contribuam para a valorização dos chorumes para uso agrícola.

O caracter poluente da suinicultura pode deixar de ser um problema caso exista uma boa gestão deste resíduo. Assim, se existir acompanhamento especializado em que seja possível a aplicação de tecnologias para que este possa ser tratado e posteriormente utilizado na agricultura e existindo monitorização nos lugares onde é aplicado a suinicultura deixa de ser uma ameaça ambiental. Deste modo resíduos provenientes desta atividade pecuária podem ser utilizados para produção de energia, através da digestão anaeróbia,

utilizados para rega depois de aplicação de vários tratamentos e ainda como fertilizante orgânico quando se utiliza a fração sólida ou até mesmo quando é utilizado fresco.

Neste contexto este trabalho tem como objetivos:

- Avaliar a utilização de chorume de suínos como fertilizante na cultura do milho e consequentemente a forma de valorização deste resíduo e determinar qual a melhor dose de aplicação.
- Avaliação de alguns impactos ambientais resultantes da aplicação deste chorume no solo e na água.

2.Revisão Bibliográfica

2.1.Caracterização do sector suinícola

2.1.1.No Mundo

A mudança nos hábitos alimentares, conjugada como o aumento da população e com a contribuição da atividade suinícola para o desenvolvimento económico dos países em desenvolvimento, tem permitido que a carne de porco seja a mais consumida em quase todo o Mundo (FAO, 2012).

Esta realidade, tem-se acentuado e traduz-se pela grande procura desta carne em todo mundo. Espécies de produção de carne com crescimento rápido, tais como os suínos, são um grande impulsionador da relevância do sector pecuário prevendo-se que, até 2015, a produção atinja 1 bilhão de suínos a nível mundial.

A figura 1 ilustra a evolução da produção de suínos no Mundo nos últimos dez anos, onde podemos observar um aumento contínuo. Contudo, podemos constatar que desde 2009 este aumento tem sido menor pelo que, a produção de suínos terá tendência a estabilizar.

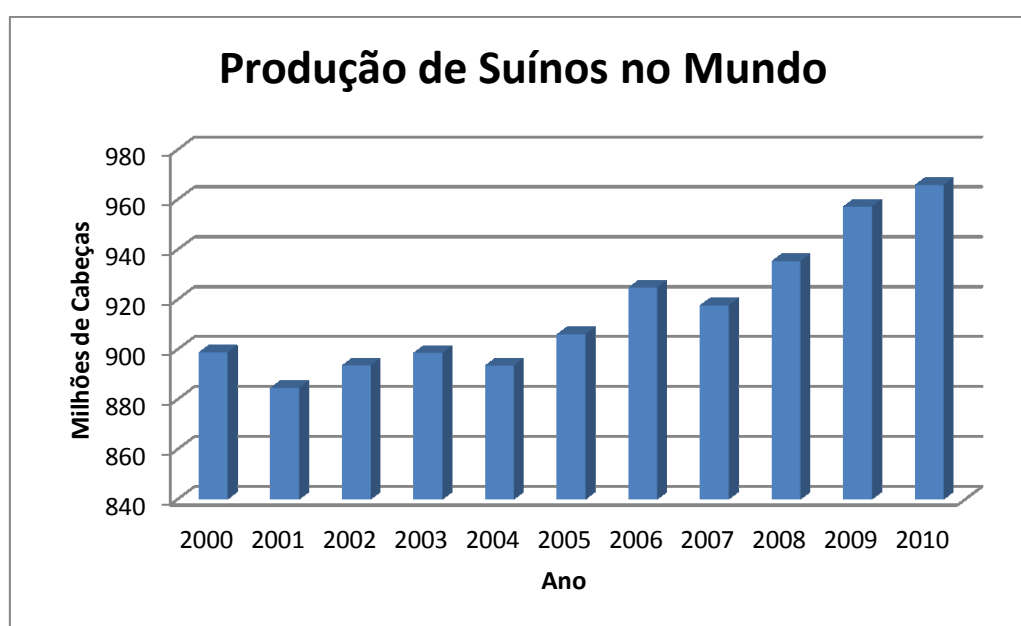


Figura 1 - Produção de suínos no Mundo (FAOstat, 2012)

O quadro 1 apresenta um resumo da produção mundial de carne de porco, onde podemos observar um crescimento gradual, sendo a China o país que mais carne produz, seguida da União Europeia (UE), Estados Unidos e Brasil. Em 2011 estimou – se uma produção de carne de porco em todo o mundo da ordem das 101 mil toneladas (Abipecs, 2012).

Quadro 1 - Produção Mundial de Carne suína em Mil t – em equivalente – carcaça (Abipecs 2012)

País	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
China	42.386	43.410	45.553	46.505	42.878	46.205	48.905	50.000	49.500
U. Europeia - 27	21.712	21.753	21.676	21.791	22.858	22.596	22.159	22.250	22.530
Estados Unidos	9.056	9.313	9.392	9.559	9.962	10.599	10.442	10.052	10.278
Brasil	2.560	2.600	2.710	2.830	2.990	3.015	3.130	3.170	3.227
Rússia	1.710	1.725	1.735	1.805	1.910	2.060	2.205	2.270	1.965
Vietnã	1.257	1.408	1.602	1.713	1.832	1.850	1.850	1.870	1.960
Canadá	1.730	1.780	1.765	1.748	1.746	1.786	1.789	1.750	1.753
Japão	1.260	1.272	1.245	1.247	1.250	1.249	1.310	1.280	1.255
Filipinas	1.145	1.145	1.175	1.215	1.250	1.225	1.240	1.255	1.260
México	1.035	1.064	1.103	1.109	1.152	1.161	1.162	1.161	1.170
Coreia do Sul	1.149	1.100	1.036	1.000	1.043	1.056	1.062	1.097	835
Outros	5.329	5.265	5.336	5.504	5.714	5.240	5.219	5.352	5.394
Total	90.329	91.835	94.328	95.026	94.585	98.042	100.473	101.507	101.127

O aumento do número de suínos não é distribuído uniformemente ao redor do globo. A Ásia é quem lidera o crescimento nesta área da pecuária, contudo na América do Norte e na Europa este sector têm vindo a aumentar mais lentamente ou até com tendência para estabilizar. Recentemente, na África, o número de suínos tem vindo a crescer rapidamente, refletindo a adoção crescente da criação de suínos (FAO, 2012). A figura 2 mostra a densidade de suínos a nível mundial, onde podemos observar as maiores densidades de produção de suínos.

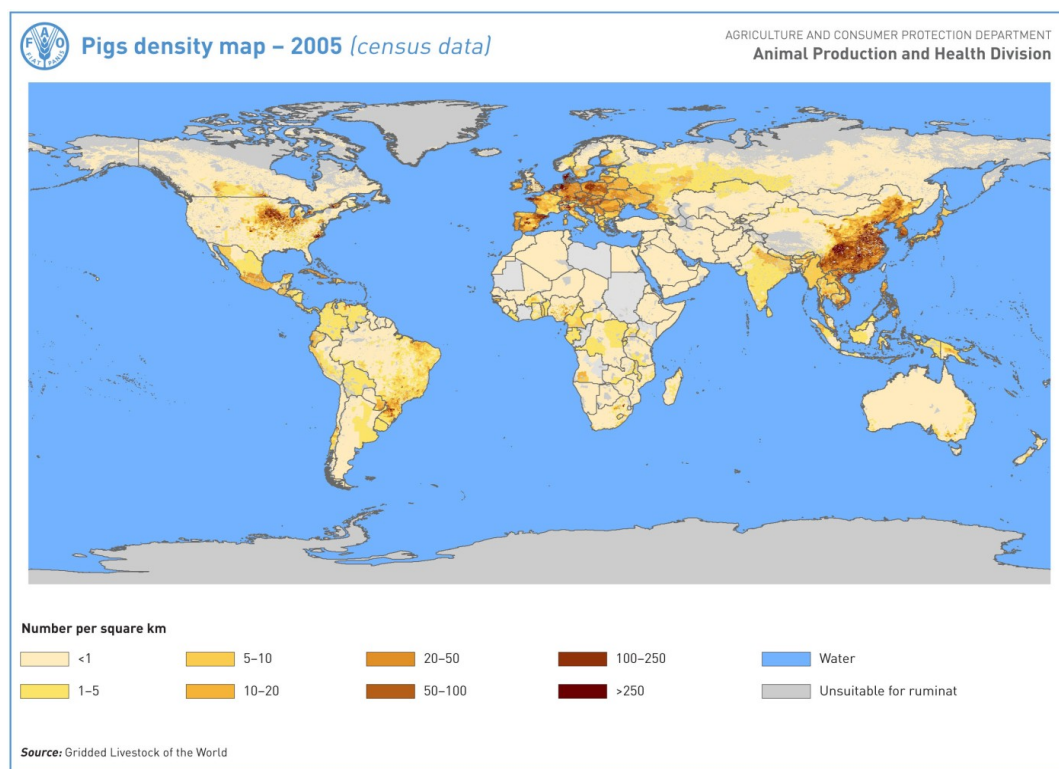


Figura 2 - Mapa Mundial com a distribuição de suínos no Mundo (FAO, 2012)

As formas tradicionais de criação de suínos tendem a desaparecer nos países mais industrializados, embora nos países em desenvolvimento metade do efetivo suíno ainda seja mantido em sistemas tradicionais de pequena escala, como forma de subsistência, cuja produção fornece mais que carne. Este tipo de produção proporciona um valor acrescentado para os pequenos produtores pois aproveitam-se alimentos que de outra forma seriam perdidos e ao mesmo tempo contribui-se para incrementar a segurança alimentar e financeira desses produtores (FAO, 2012).

2.1.2. No Brasil

No Brasil, a suinicultura foi um dos sectores da pecuária que mais se desenvolveu nos últimos 30 anos, encontrando-se atualmente na quarta posição no *ranking* de produção de carne (Dal Bosco et al., 2007), com uma produção de cerca de 3,2 mil toneladas (em equivalente – carcaça) no ano 2011 (Abiepcs, 2012).

Segundo a FAO, o Brasil tem cerca de 39 milhões de efetivos sendo ultrapassado pela China, União Europeia e Estados Unidos. A figura 3 mostra a evolução da produção de suínos no Brasil nos últimos 10 anos, onde se pode constatar que tem vindo sempre a aumentar.



Figura 3 - Produção de suínos no Brasil (FAOstat, 2012)

A produção de carne de suínos em 2010 cresceu 1,5 % em relação a 2009, passando de 3,19 milhões de toneladas para 3,24 milhões de toneladas (Abiepcs, 2010).

No Brasil a suinicultura tem, assim, grande importância econômica e social, sendo praticada com maior ou menor intensidade em todos os estados do país, com especial destaque para a região Sul (figura 4) que tem 40% do efetivo total.

O estado do Paraná tem um efetivo de animais estimado em 6,07 milhões, sendo que esta quantidade tem contribuído para a autossuficiência do Paraná na produção dos principais alimentos para estes animais (Dal Bosco et al., 2007). É na região do Oeste do Paraná que existe a maior produção de suínos do estado. (Smanhotto et al., 2010).



Figura 4 - Distribuição geográfica da suinicultura no Brasil (Fonte: ABIPECS, 2010)

Consequentemente, como se pode observar na figura 5, cerca de 58% do total de rebanhos existentes no Brasil estão concentradas na região Sul, sendo o principal produtor o estado de Santa Catarina com 420 mil explorações, o Rio Grande do Sul com 290 mil explorações e em terceiro o Paraná com 270 mil (valores referentes a 2010).

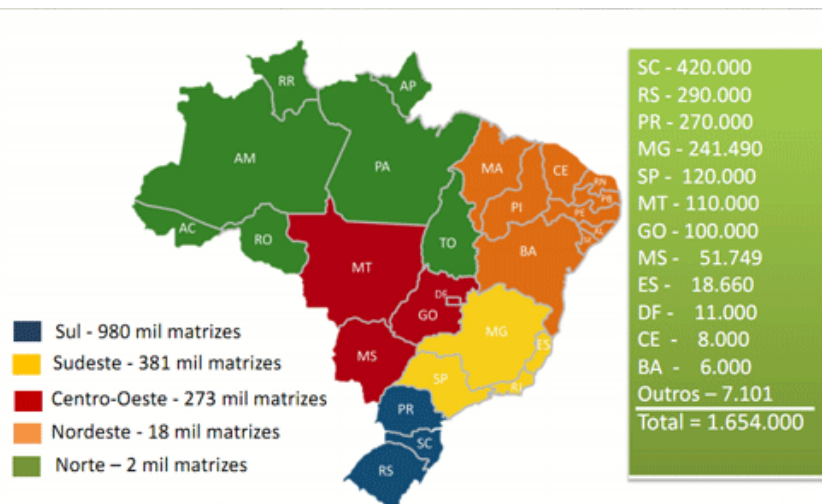


Figura 5 - Número de explorações de produção de carne suína no Brasil

2.1.3. Em Portugal e na Europa

Em Portugal existem cerca de 2,3 milhões de efetivos suínos pelo que, a suinicultura é uma importante atividade económica do nosso país, apresentando-se atualmente em segundo lugar do sector da pecuária com maior efetivo, apenas ultrapassado pelo sector avícola. Comparando os resultados das estatísticas agrícolas de 2010 com os de 2009, a produção de carne de suínos aumentou 3% (INE, 2011).

A produção de suínos em Portugal é repartida por várias regiões dos pais, mas, é na zona do Ribatejo e Oeste que este sector da pecuária é dominante visto que aqui se localiza cerca de 44% do efetivo suíno nacional.

É de salientar o facto de 1/3 do efetivo se concentrar num número reduzido de explorações (1,1% das totais) altamente especializadas e que detêm cada uma mais de 200 animais. As explorações consideradas como industriais são 21 % do total das explorações e representam 86 % do efetivo animal.

Na figura 6 apresenta a distribuição do total de suínos por concelho, onde se pode verificar que os concelhos com maior efetivo animal são os de Leiria, Alcobaça, Rio Maior e Palmela com mais de 100 000 animais (ENEAPAI, 2007).

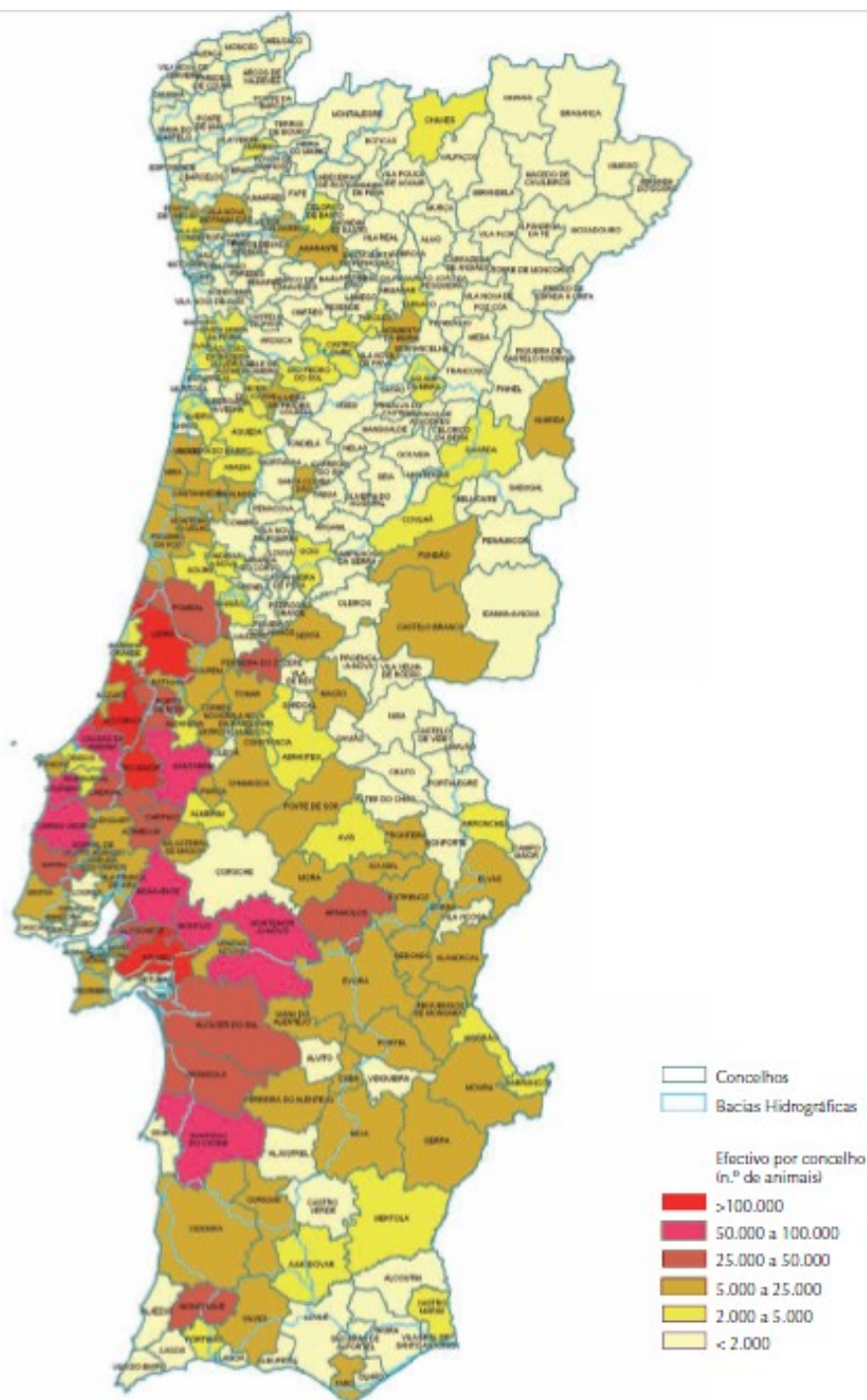


Figura 6 - Efectivo de suínos em Portugal por concelho (ENEPAI, 2007)

A figura 7 apresenta um gráfico com a produção de suínos em Portugal nos últimos anos e nesta, é possível observar uma certa estabilização, ou mesmo uma diminuição na produção de suínos em Portugal nos últimos 3 anos.

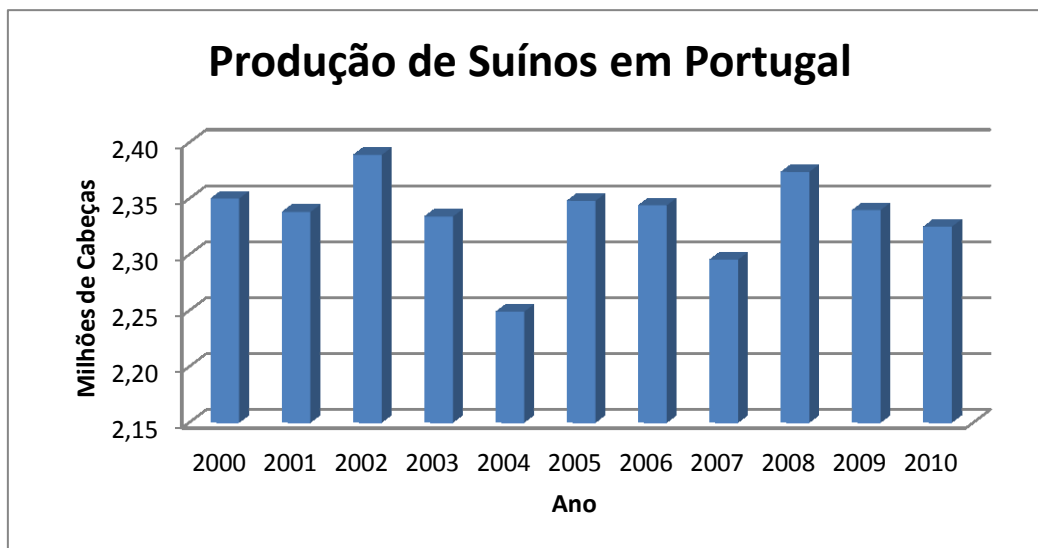


Figura 7 - Produção de suínos em Portugal (FAOstat, 2012)

No geral, a produção de carnes em Portugal apresenta cerca de 25% da produção agropecuária total. Na última década tem havido um crescimento generalizado não só no sector suinícola mas em todos os restantes. Contudo, do ano 2008 para 2009, houve um decréscimo nos sectores da carne de bovino, suíno e ovino e caprino, sendo as aves de ovos o único cuja produção subiu 2% nesses dois anos.

Quanto à produção de carne, registou-se, em 2010, um aumento do volume de produção de cerca de 3% em relação a 2009, com 409 mil toneladas produzidas. A crise económica levou ao consumo de carne mais barata (como a de porco e frango), pelo que a produção suinícola nacional respondeu ao aumento da procura enviando para abate um maior número de porcos de engorda. Igualmente, no sector das aves notou-se um ligeiro aumento (cerca de 1,5%) enquanto no sector dos bovinos houve uma quebra de 9,5% em relação a 2009 (INE, 2011). Esta quebra deve-se não só a mudança dos hábitos alimentares (diminuição de carnes vermelhas com maior teor de gordura) bem como à instabilidade do mercado, agravada pela crise internacional, geradora de quebras de consumo, entre outros fatores como o aumento do custo das matérias-primas para a alimentação dos animais, sem o aumento equivalente das carcaças.

Face a subida dos custos de produção prevê-se que o preço da carne de porco suba durante este ano de 2012 dado a oferta ser menor que a procura. Segundo a Federação Portuguesa da Associação de Suinicultores, as matérias-primas para a produção de suínos subiram 25%, enquanto o preço dos animais subiu apenas 10% (OMAIAA, 2012).

Com o passar dos anos, as explorações de menores dimensões têm vindo a ser abandonadas e a produção intensiva de suínos tem vindo a crescer a nível nacional. Este fenómeno deve-se às exigências da UE (bem estar animal) e nacionais (como por exemplo as que envolvem o regime de exercício da atividade pecuária – REAP e o pagamento de taxas relativas ao sistema de recolha de cadáveres de animais mortos na exploração - SIRCA), bem como ao aumento dos preços da ração, gerando assim custos não sustentáveis para os pequenos produtores (INE, 2011).

São consideradas 5 tipologias de efetivo suíno (INE, 2011): suínos com menos de 20 kg, suínos com 20 a 50 Kg, porcos de engorda com peso igual ou superior a 50 Kg, varrascos com mais de 50 Kg e reprodutores com peso igual ou superior a 50 Kg.

Segundo o quadro 2 retirado das Estatísticas agrícolas 2010, o maior efetivo suínos em Portugal é composto por porcos de engorda com um total de 758 000 efetivos, seguindo-se os suínos jovens com menos de 20 Kg.

Quadro 2 - Efetivos Suínos em Portugal em 2010 (adaptado de INE – Estatísticas agrícolas, 2011),
Unidade:1000 cabeças

Porcos	Efetivos de suínos em Portugal	
Jovens	<20 Kg	650
	20 Kg < 50 Kg	508
Engorda	50 Kg < 80 Kg	429
	80 Kg < 110 Kg	247
	≥ 110 Kg	31
Reprodutores	Varrascos	8
	Porcas	272
	Total	2145

O quadro 3 informa quais as unidades de produção suinícola que se encontram registadas pelo Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas (MADRP), hoje denominado por Ministério da agricultura, do mar, do ambiente e do ordenamento do território (MAMAOT) referentes ao ano de 2007.

Quadro 3 - Informação ambiental do sector suinícola (adaptado: ENEAPAI, 2007)

CCDR	Suinicultura			
	Unidades Licenciadas (MADRP)		Informação Ambiental (CCDR)	
	Nº de unidades	Efetivo Animal	Nº Unidades	%
Norte	473	89100	53	11
Centro	4753	471200	512	11
LVT	3921	1316000	-	-
Alentejo	1410	514300	269	18
Algarve	273	63600	-	-
Total	10830	2454200	825	8

MADRP - ex-Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas

CCDR – Comissão de coordenação e desenvolvimento regional

Na Europa o número de efetivos tem vindo a decrescer desde 2007 (figura 8), sendo que este decréscimo deve-se à situação difícil que os produtores estiveram e estão expostos.

Os preços elevados das matérias – primas (ração, combustível, fertilizantes etc) bem como o facto de as importações de países terceiros estarem a aumentar sem enfrentar os mesmos custos de produção, sem cumprir as mesmas normas relativas à elevada segurança alimentar que existe na UE, bem-estar animal e proteção do ambiente, são fatores que dão enfase a este decréscimo de produção (CONFADRI,2011).

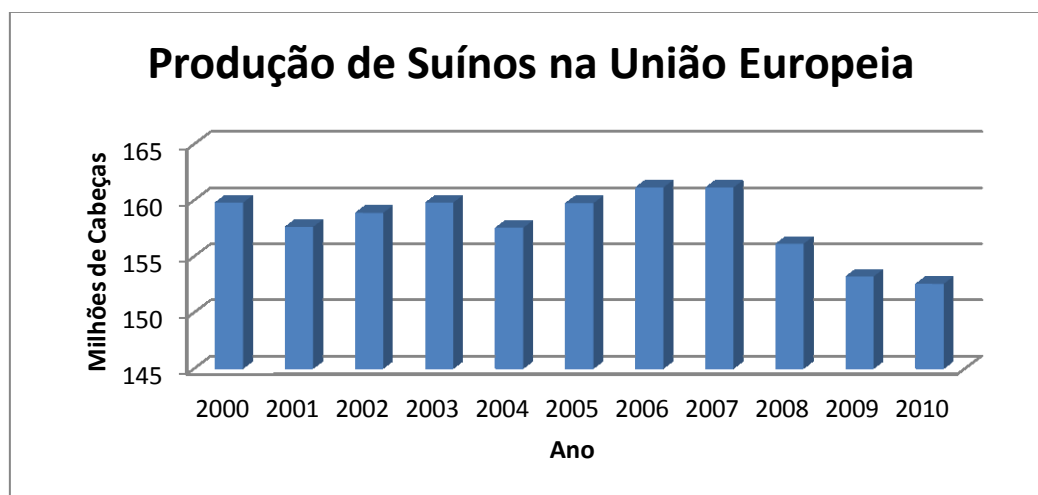


Figura 8 - Produção de suínos na Europa (FAOstat, 2012)

O mercado de carne em 2010 sofreu um aumento de 2,4% contudo prevê-se que possa existir uma pequena quebra devido à frágil situação económica que a Europa atravessa. A procura pela carne de frango deve crescer, ao contrário da carne de bovinos. Pelo contrário o sector da carne suína, tem vindo a passar por um período crítico pelas razões atrás descritas, que afetou severamente a lucro obtido nas vendas. Mesmo assim espera-se um crescimento tímido, embora constante, de 1,7% na produção de suínos. O maior produtor de carne de suíno na Europa no ano de 2010 foi a Alemanha contribuindo com um quarto da produção da EU-27, seguida da Espanha e da França (figura 9).

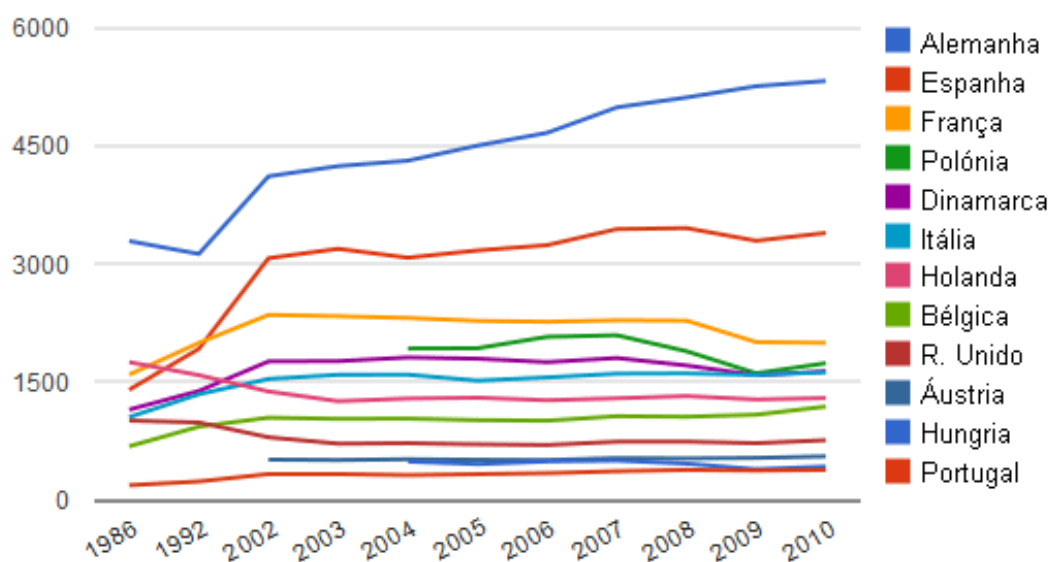


Figura 9 - Produção de carne suína na UE em milhares de toneladas (EUROstat)

2.2.Problemática dos resíduos de suinicultura intensiva

2.2.1.Características dos efluentes de suinicultura

A suinicultura é um dos sectores da pecuária que mais carga poluente origina pelo que, é necessário que os efluentes gerados por esta atividade tenham o tratamento adequado de modo a evitar a contaminação da água, do solo e do ar.

O conhecimento das características dos efluentes gerados numa exploração pecuária é de especial importância para definir o tipo de sistema de gestão mais adequado para a unidade de produção (Almeida & Ribeiro, 2005).

Os efluentes de suinicultura são constituídos por fezes, urina, desperdícios de água provenientes dos bebedouros e lavagens das instalações, restos de ração, pelos, poeiras, materiais que provêm dos processos produtivos bem como da higienização da unidade de produção (Souza et al., 2009), e a sua constituição depende da proporção de fezes e urina, entre outros fatores tais como o estado reprodutivo do animal, sexo, a idade, a composição da ração, a qualidade e volume de água ingeridos (Amaro et al., 2006; Cordovil, 2003)

Os efluentes provenientes das explorações suínícolas têm habitualmente teores de matéria seca inferiores a 4% (Santos, 2001), sendo definidos como Chorumes, que são efluentes pecuários com teores de matéria seca inferiores a 12%.

Em geral, este tipo de efluente é constituído por três macronutrientes principais; Azoto (N), Fósforo (P) e Potássio (K) (Amaro et al., 2006) e ainda alguns micronutrientes como o Zinco (Zn), o Manganês (Mn), o Cobre (Cu) e o Ferro (Fe). A presença dos macronutrientes primários nos efluentes suínícolas, está relacionado com o facto de a maior parte dos nutrientes existentes na alimentação dos suínos passarem através do sistema digestivo, sendo excretados na urina e nas fezes. (Barros et al., 2003).

Por exemplo, as elevadas quantidades de N excretado devem-se ao facto destes animais estarem sujeitos a uma dieta essencialmente constituída por concentrados à base de milho e soja (Cordovil, 2004).

A presença de Cu e Zn é devida à adição destes à ração dos porcos de engorda sob a forma de sais com o objetivo de aumentar eficiência alimentar e controlar a disenteria. Tal como os macronutrientes, estes também são excretados, registando-se assim elevadas concentrações de Cu e Zn nos efluentes (Amaro et al., 2006).

A concentração de nutrientes no chorume pode ser muito heterogénea entre as explorações, e depende dos métodos de recolha, diluição e armazenamento (Cordovil, 2004). Um dos problemas relacionados com a utilização do chorume suínícola prende-se com o facto de este conter elevados teores de água, que podem atingir os 90-99%, dependendo do armazenamento praticado, (Hatfield et al., 1998) e da quantidade de água utilizada nas lavagens, bem como da quantidade de água de abeberamento perdida (Cordovil, 2004).

O quadro 4 apresenta as principais características do chorume de suíno bruto.

Quadro 4 - Principais características do chorume de suínos bruto segundo vários autores

Parâmetros Avaliados	Santos (2001)	Cordovil et al., (2012)
pH	7,3	8,39
Matéria orgânica	5,06 g.L ⁻¹	-
Azoto total (N_{Kj})	1,20 g.L ⁻¹	3,12 g.L ⁻¹
Azoto amoniacal (NH₄⁺)	0,99 g.L ⁻¹	1,52 g.L ⁻¹
Azoto nítrico (NO₃⁻)	0,02 g.L ⁻¹	-
Fósforo total (P₂O₅)	0,33 g.L ⁻¹	525,04 mg L ⁻¹
Potássio total (K₂O)	1,41 g.L ⁻¹	-
Cálcio (Ca)	0,32 g.L ⁻¹	-
Magnésio (Mg)	0,14 g.L ⁻¹	-
Sódio (Na)	0,24 g.L ⁻¹	-
Cobre (Cu)	8 mg.L ⁻¹	6,40 mg.L ⁻¹
Zinco (Zn)	10 mg.L ⁻¹	21,60 mg.L ⁻¹
Condutividade	15,82 mS.cm ⁻¹	10,14 mS cm ⁻¹

Devido à elevada carga orgânica, e excesso de nutrientes, a descarga de efluentes provenientes de suiniculturas nos cursos de água, tem provocado a deterioração da qualidade dos recursos hídricos principalmente pelo elevado potencial de poluição do azoto, do fósforo, cobre e zinco, que permanecem no efluente apesar da existência de pré-tratamentos que antecedem a descarga.

Para além dos efeitos nefastos no ambiente, poderão existir riscos para a saúde pública associados à utilização de efluentes suinícolas na rega sendo necessário que este efluente possua requisitos de qualidade e de uso, e que sejam consideradas as condições climáticas, a hidrogeologia, as características do solo e as práticas agronómicas, em particular o tipo de rega, a natureza e utilização posterior das culturas, entre outros.

Contudo, a utilização de chorume de origem suinícola na agricultura traz alguns benefícios pois fornece macronutrientes essenciais às plantas, reduzindo assim a quantidade de adubos a adquirir fora da exploração, melhora o teor em matéria orgânica no solo e,

consequentemente, a sua estrutura e permite a utilização adequada de um resíduo altamente poluidor (Amaro et al., 2006, Cordovil et al., 2012).

2.3. Tratamentos aplicados aos chorumes de Suinicultura

A descarga dos chorumes brutos nos recetores naturais (água e solo) contribui para a deterioração dos mesmos pelo que, existe a necessidade de realizar tratamentos adequados aos chorumes antes destes serem lançados nos meios recetores.

A melhoria da qualidade dos meios recetores só poderá ser atingida através da adoção de parâmetros cada vez mais exigentes, e para tal é necessário assegurar um modelo integrado de gestão e tratamento dos efluentes de suinicultura (Figura 10).

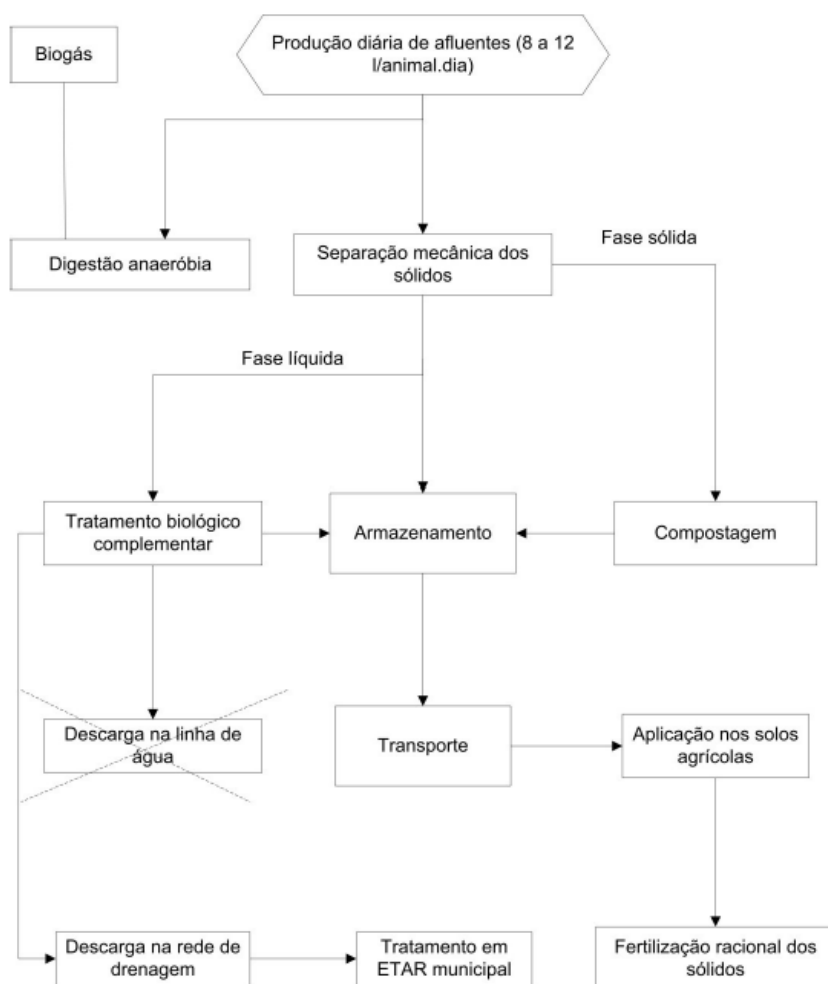


Figura 10 - Modelo integrado de gestão e tratamento de efluentes de suinicultura (Bicudo et al., 1996 cit in Gouveia, 2011)

A figura 10 apresenta um modelo sustentável de gestão e tratamento dos efluentes suínicos, para que haja uma redução significativa das cargas poluentes provenientes das explorações e deste modo não deteriorar o meio que as rodeia.

Os tratamentos de chorumes suínicos podem ser divididos em processos físicos, químicos e biológicos. As técnicas são geralmente aplicadas de forma combinada tendo em vista a obtenção de melhores resultados, que tem como principais objetivos a redução dos maus cheiros e do volume dos resíduos, bem como a eliminação dos agentes patogénicos, sementes e propágulos infestantes. Neste plano de gestão também se inclui uma compostagem para garantir a obtenção de matéria orgânica num composto maturado.

Uma opção para a gestão do excesso de nutrientes existentes no chorumes, tais como o N, P, Cu e Zn, para a aplicação nos solos pode começar pela manipulação da dieta, estratégias para diminuir a digestibilidade de admissão e aumento da absorção destes nutrientes pelos animais diminuindo, assim, a concentração dos mesmos no chorume (Westerman & Bicudo, 2005).

2.3.1. Separação das fases Sólida e Líquida de chorumes

Frequentemente, a primeira etapa no processo de tratamento dos chorumes consiste na separação da fase sólida e líquida por intermédio de processos físicos (Kunz et al., 2010).

Este tratamento, vulgarmente designado por separação de sólidos-líquidos, consiste na remoção do material sólido contido no chorume, a partir do qual se obtém uma fase líquida, que depois é submetida ao tratamento adequado, e uma fase sólida que, normalmente sofre uma compostagem e só então é aplicada nos solos como fertilizante ou como corretivo orgânico.

Este tipo de tratamento tem vantagens tais como (Gonçalves, 2005):

- Obtenção de uma fase líquida com menor potencial poluente que os chorumes, em termos de nutrientes, carência bioquímica de oxigénio e patogénicos;
- Redução do volume das instalações para o armazenamento do chorume;
- Valorização da fase sólida através da compostagem;
- Minimização de problemas associados ao entupimento das tubagens;
- Contribuição para a redução de maus odores e emissão de gases tóxicos nos processos a jusante.

A separação de fases num sistema de tratamento de dejetos de suínos é imprescindível, em função das elevadas concentrações de sólidos sedimentáveis existentes no efluente (Kunz et al., 2010).

Este tratamento é realizado por processos físicos no qual o chorume pode ser submetido a um ou mais processos de separação das fases líquida e sólida., Este tratamento pode ser efetuado por sedimentação gravítica, filtração, centrifugação, compressão ou evaporação.

Contudo também existem métodos físico - químicos eficazes na remoção dos sólidos e dos nutrientes dos chorumes que consistem na adição de coagulantes, tais como sulfato de alumínio ou cloreto férrico na separação sólido-líquido (Chelme-Ayala, 2011).

A fase sólida obtida caracteriza-se por ter um elevado teor de sólidos voláteis totais, um elevado número de microrganismos, uma relação C/N próxima de 20 e valores de Cu e Zn relativamente elevados (Bicudo et al., 1995). Deste modo existe a necessidade de submeter a fração sólida a um processo de oxidação biológica, como a compostagem, de modo a estabilizar e higienizar a fração sólida antes da sua aplicação ao solo.

2.3.3. Compostagem

A compostagem consiste num processo aeróbio controlado de biooxidação de substratos heterogéneos biodegradáveis, resultante da ação de microrganismos, durante o qual ocorre uma fase termófila e a biomassa sofre mineralização e humificação parciais. O produto final é um composto estável, maturado, higienizado, homogéneo e não fitotóxico (Cunha-Queda, 1999). Durante o processo ocorrem processos físico químicos, químicos, microbiológicos e termodinâmicos (Cunha-Queda, 2011).

Existem fatores a ter em conta para garantir uma compostagem correta e eficiente tais como: o resíduo (composição química e características físicas e físico – químicas), o arejamento, o controlo de temperatura e o teor de humidade. As principais propriedades químicas a ter em conta nos resíduos utilizados na compostagem são: o teor de matéria orgânica, teor de azoto, C/N, a fração biodegradável e nutrientes.

O processo de compostagem resume-se a duas fases (Cunha-Queda, 2011):

- A fase ativa da compostagem, com grande transformação aeróbia e temperaturas elevadas (fase termófila) ocorrendo a libertação de calor, CO₂ e vapor de água;
- A fase de acabamento, onde existe uma lenta e progressiva diminuição da temperatura, perda da fitotoxicidade residual da biomassa, obtendo-se um equilíbrio dinâmico na população microbiana e a síntese de substâncias húmicas.

Deste modo, a compostagem modifica a apresentação física dos dejetos suínos favorecendo o transporte e armazenamento destes e, ao mesmo tempo, destaca-se como uma alternativa viável de tratamento dos resíduos suínos (Daí Pra et al., 2008). O composto obtido por processos aeróbicos tem, assim, muitos benefícios para a sua aplicação nos solos e é particularmente importante na busca de métodos agrícolas sustentáveis (Burton et al., 2003).

2.3.4. Digestão Anaeróbia

A utilização da Digestão Anaeróbia (DA) para o tratamento de resíduos agrícolas é o processo unitário que mais tem contribuído para a redução da contaminação provocada pelas atividades agrícolas e pecuárias pois, resíduos como os da atividade suínica, geram taxas de resíduos entre 5 e 15 Kg/animal com um conteúdo de sólidos entre 5 e 10% (Duarte, 2008). O processo de DA baseia-se na utilização de microrganismos, na ausência de oxigênio, para a estabilização da matéria orgânica por conversão em metano e outros produtos inorgânicos incluindo o dióxido de carbono. O objetivo deste tratamento é a redução das altas cargas orgânicas dos efluentes a valores de CQO que possam ser tratados por processos aeróbios convencionais (Duarte, 2008).

A DA surge assim como uma das metodologias mais relevantes no tratamento de efluentes pecuários e de outros resíduos orgânicos. Para além da sua eficiência no tratamento de vários tipos de resíduos, como subproduto da DA obtêm-se metano que pode ser utilizado como fonte de energia (Burton et al., 2003)

Para além da obtenção de biogás, o efluente digerido é uma mistura de matéria orgânica parcialmente degradada, com massa microbiana e compostos inorgânicos. O efluente digerido tem um elevado potencial de fertilização devido ao conteúdo de N, P, K e micronutrientes. No entanto, a sua elevada variabilidade e conteúdo desequilibrado exige a análise do mesmo antes de ser integrado em processos de fertilização. Deste modo, a caracterização do digerido é uma tarefa inevitável para a determinação das taxas de aplicação, para a determinação do risco de fitotoxicidade e requer de um período de segurança antes da sementeira, ou então de um tratamento de estabilização antes da aplicação ao solo (Albuquerque et al., 2012)

Deste modo, os principais benefícios da DA são (Duarte, 2008):

- Redução do potencial contaminante do resíduo;
- Redução de patogénicos e sementes de ervas;
- Melhoria do valor fertilizante/ energético do resíduo;

- Produção de biogás como fonte de energia;

Vários modelos de biodigestores têm sido desenvolvidos e adaptados, com objetivo de aumentar tanto a eficiência dos sistemas bem como a redução dos custos. Todavia, este tipo de tratamento ainda enfrenta algumas limitações relativas a alguns aspetos microbiológicos básicos, vitais ao bom funcionamento do biodigestor e que são essenciais para a eficiência do biodigestor (Kunz et al., 2005).

Em geral a biodigestão com recuperação de biogás só é considerada economicamente viável quando aplicada a grandes instalações pecuárias e em instalações regionais que tenham subsídio do governo (Westerman & Bicudo, 2005).

Existem vários tipos de digestores, sendo o reator de mistura completa o mais frequente nas explorações pecuárias. Num reator de mistura completa (figura 11), os sólidos e os líquidos têm o mesmo tempo de retenção desde que o reator tenha uma adequada agitação, oscilando o tempo de retenção entre os 12 e os 30 dias. Os resíduos de suinicultura podem, numa primeira etapa, ser retirados diminuindo o seu conteúdo de sólidos voláteis de 5 a 15% para 1 a 2%. Com estes valores, os efluentes podem ser tratados em reatores que operam com baixo teor de sólidos (Duarte, 2008).

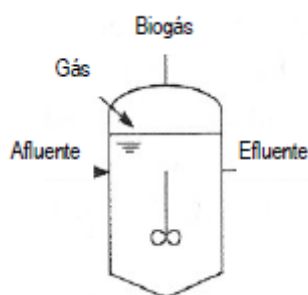


Figura 11 - Reator de mistura completa (Duarte, 2008)

2.3.5. Sistema de Lagunagem

Após a DA o efluente suinícola ainda tem elevada carga orgânica pelo que deve ainda seguir para um sistema de Lagunagem. Um sistema de Lagunagem é um processo natural em que a matéria orgânica é degradada com base no desenvolvimento simbiótico de bactérias e algas.

Regra geral, utiliza-se uma associação de uma ou mais lagoas de estabilização, de forma a aumentar a eficiência do tratamento. As lagoas de estabilização podem ser (Duarte, 2008):

Facultativas – lagoas de profundidade entre 1 e 2,5 m, com uma zona inferior anaeróbia, uma zona intermédia facultativa, e uma zona superior aeróbia mantida pela fotossíntese e pelo arejamento superficial.

Anaeróbias – lagoas profundas que recebem elevadas cargas orgânicas, nas quais as condições anaeróbias prevalecem através de toda a profundidade da lagoa. São particularmente adequadas para o tratamento de águas residuais com cargas orgânicas elevadas, como é o caso dos efluentes pecuários.

Maturação ou terciárias – usadas para afinação dos efluentes provenientes de outros processos biológicos. O oxigénio dissolvido é fornecido através da fotossíntese e do arejamento superficial. No caso dos efluentes suínicos, como estes têm elevada carga orgânica, é mais difícil manter os níveis de oxigénio desejáveis em toda a massa de água, e dificilmente se consegue utilizar estas lagoas com o intuito de afinação (Gouveia, 2011).

Como podemos observar na figura 11, nas suiniculturas é comum a utilização de lagoas em série, e geralmente existe uma lagoa anaeróbia primária, seguida por uma lagoa anaeróbia secundária e por fim uma lagoa terciária

Estes sistemas de lagunagem podem remover até 90 % a 95% de CQO e CBO_5 respetivamente (Bicudo et al., 1996).

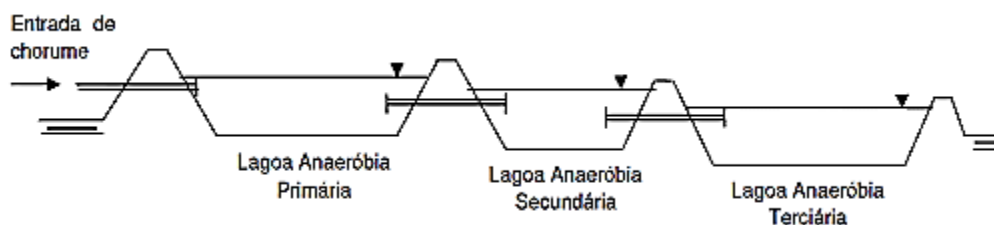


Figura 12 - Sistema de lagunagem comum numa exploração suínica (Bicudo et al., 1996)

O sistema de lagunagem ou de lagoas de estabilização é utilizado após a DA ou mesmo sem a passagem do efluente por digestor, sendo este enviado diretamente para o sistema de lagunagem após a separação dos sólidos.

O sistema de lagunagem é um tratamento largamente utilizado nas suiniculturas visto ser um processo de baixo custo de exploração e de fácil operação. Porém pode gerar alguns problemas na descarga final no meio natural pois, muitas vezes as lagoas estão mal dimensionadas e o tratamento não é efetuado corretamente.

2.4. Utilização de chorumes na agricultura e problemática da sua aplicação

A utilização de chorume de origem suinícola na agricultura traz alguns benefícios já que fornece os macronutrientes essenciais às plantas, reduzindo-se a necessidade de recurso a adubos, melhora o teor em matéria orgânica no solo e, conseqüentemente, a sua estrutura, assim como permite dar uso adequado a um efluente altamente poluidor (Amaro et al., 2006).

Todavia, se estes mesmos efluentes não forem utilizados corretamente, podem provocar a deterioração dos recursos hídricos, como já foi referido. Para que tal não aconteça é necessário recorrer a uma correta aplicação do efluente no solo, pelo que é necessário ter em consideração o tipo de cultura, quantidade e composição dos efluentes produzidos e quais as áreas disponíveis e épocas ideais para a aplicação dos efluentes de suinicultura.

Para além dos efeitos nefastos no ambiente, poderão existir riscos para a saúde pública associados à utilização de chorume sendo necessário que este efluente possua requisitos de qualidade e de uso, nomeadamente as condições climáticas, a hidrogeologia, características do solo e práticas agronómicas, em particular o tipo de rega, a natureza e utilização posterior das culturas, entre outros.

2.4.1. Matéria orgânica

A matéria orgânica é um fator determinante da fertilidade dos solos pois é benéfica para a fertilidade biótica, física e química.

As principais vantagens da matéria orgânica são (Ribeiro, 2011):

- Principal suporte nutritivo e energético para todos os macro e microrganismos do solo heterotróficos e que intervêm em transformações biológicas sendo assim essencial para a fertilidade biológica.
- Melhora a estrutura do solo, principalmente na estabilidade dos agregados e conseqüentemente aumentando a capacidade de retenção de água do solo, infiltração e drenagem (mais relevante em solos argilosos), arejamento do solo, equilíbrio das fases líquida e gasosa, penetração das raízes no solo.
- Escurece a camada superficial do solo, melhorando a capacidade de absorção de radiação.
- Reduz a plasticidade e a coesão dos solos argilosos facilitando o seu manejo.

- Liberta nutrientes para as plantas

- Regulariza a liberação/retenção de nutrientes através de fenômenos como a solubilização, complexação, retenção e poder tampão.

Contudo, por vezes a aplicação de resíduos orgânicos e, conseqüentemente, de matéria orgânica pode ter algumas desvantagens relacionado, sobretudo como excesso de alguns nutrientes.

2.4.2. Nutrição Vegetal

As plantas, tal como os restantes seres vivos, necessitam de se alimentar de modo a que cresçam. A nutrição vegetal desempenha um papel importante na medida em que influencia o crescimento das plantas, definindo o seu potencial de produção segundo Santos (1996), a nutrição vegetal é definida como um conjunto de fenômenos através dos quais a planta retira do meio que a rodeia as substâncias necessárias ao seu metabolismo e como consequência, ao seu crescimento e produção.

As substâncias absorvidas pelas plantas são designadas por nutrientes vegetais, e são indispensáveis para o crescimento saudável das plantas.

Os nutrientes vegetais podem ser agrupados em elementos essenciais, elementos benéficos e outros elementos. A figura 13 apresenta de forma muito resumida os nutrientes vegetais de forma agrupada.

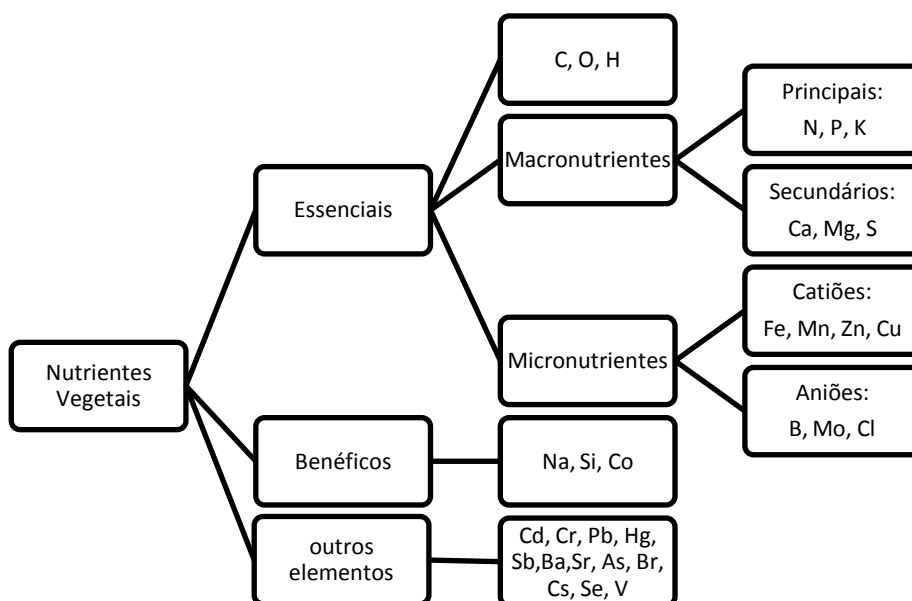


Figura 13 - Esquema dos nutrientes vegetais (adaptado Varennes, 2003)

Os elementos essenciais podem ser designados por macronutrientes e micronutrientes conforme os teores em que são necessários ao crescimento da planta.

O azoto, o fósforo e o potássio são os elementos que mais limitam o crescimento vegetal sendo fundamental recorrer à fertilização por forma a garantir sempre os teores necessários para as plantas. O enxofre, o cálcio e o magnésio são, normalmente, abundantes na maioria dos solos, e são necessários em teores mais baixos, pelo que são designados por macronutrientes secundários (Varennnes, 2003).

Dentro dos nutrientes essenciais também estão os micronutrientes catiões de ferro (Fe^{2+} e Fe^{3+}), manganês (Mn^{+}), zinco (Zn^{2+}) e cobre (Cu^{2+}) e aniões de boro (BO_3^{3-}), molibdénio (MoO_4^{2-}) e cloro (Cl^-). Os micronutrientes quando em quantidades elevadas podem causar fitotoxicidade, uma vez que os limites da deficiência e da toxicidade são muito próximos.

O carbono, oxigénio e hidrogénio embora sejam essenciais para as plantas, são muitas vezes ignorados nos textos sobre nutrição devido ao facto de a disponibilidade destes não ser manipulada através da fertilização, uma vez que são obtidos a partir do ar e da água (Santos, 2001).

Os elementos benéficos são aqueles que estimulam o crescimento de algumas plantas mas que, no entanto, não são essenciais (ou que são essenciais apenas para algumas espécies). Insere-se neste grupo o sódio, o silício e o cobalto, sendo este último um elemento vestigial nas plantas, isto é, encontra-se em concentrações inferiores a 1000 mg do elemento Kg^{-1} de matéria seca (Varennnes, 2003).

Para além dos elementos essenciais e benéficos, podem encontrar-se outros elementos (elementos não essenciais) nas plantas. Não são claros os impactos destes no ciclo de vida das plantas quando presentes em baixas concentrações mas, para níveis mais elevados causam toxicidade.

2.4.3. Problemas ambientais associados aos macronutrientes principais

A utilização de chorumes de suínos nos solos agrícolas é normalmente vista simultaneamente como uma medida de tratamento de efluentes e como um biofertilizante pois, o efluente está a ser reutilizado, em vez de ser descarregado nos meios hídricos, e ao mesmo tempo fertiliza devido às suas características. Contudo, o facto de o chorume ser utilizado como biofertilizante, pode apresentar alguns inconvenientes para o ambiente caso não sejam tomadas as devidas preocupações. É, por isso, necessário ter em conta algumas medidas na utilização do chorume de modo a não causar impactos negativos principalmente no solo e água e também no ar.

2.4.3.1. Azoto

O azoto é o macronutriente mais importante para a produção vegetal (Santos, 2001; Varennes, 2003).

Dos nutrientes que constituem os chorumes, os que têm maior interesse são o azoto nítrico, azoto amoniacal e o azoto orgânico. Este elemento é um dos principais nutrientes presentes nos dejetos suínos, sendo facilmente perdido nas formas minerais, por volatilização, lixiviação ou por desnitrificação, bem como por mineralização das formas orgânicas e perda das formas minerais resultantes. Deste modo, a aplicação deste nutriente no solo exige maiores cuidados, devido ao facto de estar mais sujeito a transformações biológicas, e perdas no solo ou na água (Rech et al., 2008).

A compreensão do comportamento do azoto no sistema solo-água-ar é, por isso, fundamental para uma gestão adequada da sua aplicação. Nos solos, o azoto encontra-se em formas minerais e orgânicas. Na camada superficial do solo as formas minerais de azoto são constituídas por moléculas gasosas (azoto elementar, N_2 ; óxido nitroso, N_2O , uma série de óxidos tais como o óxido nítrico ou monóxido de azoto, NO e dióxido de azoto NO_2 ; e pequenas quantidades de amoníaco, NH_3) e iões (amónia, NH_4^+ , nitratos, NO_3^- e nitritos NO_2^- que por ser uma forma de azoto transitória, existe em menor quantidade) (Santos, 2001).

Indirectamente, o N_2 tem interesse fertilizante para o aumento do teor de azoto disponível para outras culturas, nos casos onde tenha verificado a fixação livre do N_2 por microrganismos (como por exemplo o *azotobacter*) podendo sofrer uma mineralização e ser, posteriormente, libertado em formas suscetíveis de serem absorvidas por qualquer planta. Os óxidos de azoto, ao contrário do N_2 , quando transferidos para a atmosfera, em condições de oxidação, são suscetíveis de formar ácido nítrico, levando à ocorrência das chuvas ácidas. As chuvas ácidas são responsáveis pela acidificação dos solos e por lesões nas partes aéreas das plantas (Santos, 2001).

No solo, o amoníaco pode sofrer varias transformações entre as quais pode ocorrer a formação de NH_4^+ ficando, assim, disponível para as plantas. Quando o NH_4^+ é libertado em grandes quantidades pode ser enviado para a atmosfera dando também origem a chuvas ácidas (Santos, 2001).

Os iões NO_3^- e NH_4^+ são formas minerais de azoto que são absorvidas pelas plantas sendo benéficos em termos agronómicos contudo, estes estão também associados a diversos problemas ambientais.

Nos resíduos orgânicos, como é o caso dos chorumes, o azoto apresenta-se essencialmente na forma orgânica, como constituinte das proteínas, aminoácidos, ácidos nucleicos e sob as formas amoniacais (que constituem o ião amónia e amoníaco e ureia $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$).

O azoto orgânico existente no solo, em condições aeróbias, sofre o processo de mineralização devido a ação de bactérias aeróbias (Gonçalves, 2005). Este processo consiste em transformar o azoto orgânico em azoto mineral de modo a que este esteja disponível para as plantas. A mineralização tem duas fases: a **amonificação** e a **nitrificação**.

É na fase da **amonificação** que o azoto orgânico é convertido em azoto amoniacal, uma vez que são produzidos iões de amónia (esta conversão também pode ocorrer em condições de anaerobiose). Na fase da **nitrificação** o azoto amoniacal é transformado em nitroso (NO_2^-) e posteriormente em nítrico (NO_3^-) (Gonçalves, 2005). Este processo depende de vários fatores tais como o pH do solo, temperatura e quantidade de NH_4^+ , oxigénio e dióxido de carbono (Cordovil, 2004).

O ião amónio está presente no solo devido à mineralização da matéria orgânica, deposição húmida e fertilização mineral. Este ião quando presente no solo pode sofrer nitrificação, imobilização ou absorção pelas plantas, fixação nos minerais de argila, adsorção, lixiviação e volatilização sobre a forma de amoníaco (Cordovil, 2004).

O NH_4^+ e o NO_3^- são as formas minerais de azotos existentes em maiores quantidades no solo. Devido ao facto de o NH_4^+ ser mais utilizado pelos microrganismos este ião sofre mais imobilização (Cordovil, 2004).

O NO_3^- que na sua maioria resulta do processo de nitrificação é essencialmente absorvido pelas plantas mas, quando em excesso pode ser lixiviado, desnitrificado ou imobilizado em formas orgânicas (processo mais raro), forma compostos muito solúveis e não é absorvido no complexo de troca. Devido a estas características o ião nitrato é facilmente perdido na camada arável dos solos agrícolas para as camadas subterrâneas e para os lençóis freáticos afetando a qualidade da água (Cordovil, 2004) e provocando uma poluição progressiva que pode dar origem à eutrofização das águas superficiais. Esta é uma realidade na maioria dos solos portugueses. Contudo não se verifica em todos os solos de regiões tropicais, devido ao tipo de minerais de argila presentes.

A acumulação de NO_2^- no solo (que é raro visto este sofrer a nitrificação e formar o nitrato) reage com os componentes do solo levando à formação e libertação para a atmosfera de gases como N_2 , N_2O , NO , NO_2 , com elevado potencial de poluição (Cordovil, 2004).

O quadro 5 apresenta de forma resumida os impactes ambientais associados ao azoto no solo explicando as causas e os efeitos.

Quadro 5 - Impactes ambientais associados à aplicação de Azoto no solo (Fonte: Edwards e Someshwar, 200 cit. por Cordovil, 2004)

Efeitos	Causas
Contaminação das águas subterrâneas com NO_3^-.	Lixiviação por aplicação de adubos, estrumes, chorumes, e águas residuais; pode prejudicar a saúde animal e humana e alterar as cadeias tróficas das águas superficiais.
Eutrofização das águas superficiais	Perdas por escoamento superficial, erosão descargas dos lenções freáticos, e descargas diretas de águas residuais do tratamento de resíduos urbanos e indústrias; afeta a diversidade biológica das águas e altera a composição das deposições atmosféricas.
Chuvas ácidas, volatilização de amoníaco e redeposição	Formação de ácido nítrico por reacção dos óxidos de N em atmosfera húmida, que retorna aos ecossistemas terrestres como deposição húmida ou seca; provoca danos em espécies vegetais sensíveis; acidifica águas superficiais; altera a biodiversidade em lagos e cursos de água; a volatilização de NH_3 na vizinhança de pecuárias intensivas acidifica os solos a altera a diversidade biológica das florestas vizinhas.

Destruição da camada do ozono e alteração global do clima

Fotoxidação do O₃ pelo óxido nitroso emergente da indústria automóvel e da desnitrificação no solo; aumento da incidência da radiação UV e contribuindo para o Aquecimento Global

2.4.3.2. Fósforo

A aplicação de chorumes suinícolas na agricultura de forma incorreta pode causar a acumulação de fósforo no solo e aumentar a sua transferência para os meios aquáticos, bem como a sua acumulação no solo, quando são realizadas aplicações sucessivas (Berwanger, 2006)

O fósforo é um elemento essencial às plantas, embora seja absorvido em quantidades muito inferiores às do azoto, e não é utilizado pelas plantas em consumo de luxo (Santos, 2001).

Este elemento, ao contrário do azoto, encontra-se em quase todos os solos (exceto solos orgânicos) em maiores quantidades na forma mineral do que na forma orgânica. Novamente, ao contrário do azoto, o fósforo é um elemento com pouca mobilidade no solo (Gonçalves, 2005; Santos, 2001) já que as suas formas minerais são suscetíveis de ser retidas com elevada energia por coloides minerais, tais como, óxidos e hidróxidos de alumínio e ferro e minerais de argila, ou formar ligações químicas com reduzida solubilidade.

O fósforo pode seguir quatro caminhos após a aplicação do chorume: fixação pelas partículas, absorção pelas plantas, percolação através do perfil do solo e precipitação (Scaloppi & Baptistella, 1986 cit in Prior, 2009).

A capacidade de retenção de fósforo no solo é condicionada pelos seguintes fatores (Gonçalves, 2005):

- A reação do solo, atingindo as formas solúveis ou disponíveis quando o pH é neutro;
- A textura. Em solos de textura fina, isto é, maior percentagem de argila, o fósforo é mais retido do que em solos de textura grosseira;
- O teor de matéria orgânica humificada do solo, uma vez que as substâncias têm a capacidade de formar complexos com fósforo e quelatar os iões de ferro e alumínio, os quais constituem compostos pouco solúveis com o fósforo.
- As quantidades de fósforo que são veiculadas através de aplicações excessivas ou retiradas dos resíduos, corretivos orgânicos e adubos minerais, poderão exceder a

capacidade de retenção pelo solo e de fixação pelas plantas. Em consequência, o fósforo solúvel em excesso pode, através da erosão do solo, ser transferido para os meios hídricos, criando problemas de eutrofização nas águas superficiais ou atingir as águas subterrâneas por lixiviação. Esta situação é mais preocupante em solos arenosos, de próximo de pH 7 e de reduzido teor de substância húmicas.

A transferência de fósforo para os meios aquáticos explica-se através da perda de capacidade por parte do solo para a adsorção deste nutriente, permitindo a sua lixiviação conforme o fluxo de água no solo, atingindo os recursos hídricos e facultando a possibilidade de ocorrência de eutrofização.

O excesso de fósforo na água provoca o crescimento exagerado de algas (eutrofização), microrganismos e plantas aquáticas superiores. O crescimento exagerado e morte das algas que se desenvolvem nos meios aquáticos tem como consequência o desenvolvimento de organismos aeróbios para a decomposição das algas, tornando o meio anaeróbio. Estes micróbios não degradam o material orgânico completamente pelo que, são acumulados produtos metabólicos intermédios como metano, etileno, e outras substâncias de baixo peso molecular que são tóxicos para outros organismos.

Devido à eutrofização, a clareza da água diminui, há produção de espumas, morte de peixes, aumento do pH, libertação de gás metano e amoníaco, entre outros que fazem com que a água deixe de ter qualidade para usos posteriores (Berwanger, 2006).

Nos solos onde são aplicados chorumes o potencial para a perda de fósforo por escoamento superficial é maior. Contudo, existem outros fatores que contribuem para o escoamento superficial do fósforo tais como chuvas intensas entre as aplicações do chorume. O curto período decorrente entre a aplicação do chorume e a precipitação aumenta as perdas de fósforo, provavelmente, devido aos aumentos de escoamento (Bertol et al., 2010).

2.4.3.3. Potássio

Contrariamente ao N e ao P, o potássio (K) não entra na composição de quaisquer compostos vitais da planta embora seja absorvido na forma K^+ nas mesmas quantidades que o azoto (Santos, 2001). Para além das suas muitas funções bioquímicas, o potássio melhora a tolerância da planta ao *stress* tais como a seca, baixas temperaturas ou salinidade (Tisdale et al., 1999, cit in Arienzo et al., 2008).

Da mesma forma que o azoto e o fósforo, o potássio também existe nos chorumes de suinicultura em elevadas concentrações, cerca de 500-1000 mg/l (Arienzo et al., 2008) e, deste modo, embora pouco significativo, pode causar problemas ambientais.

Acredita-se que elevados níveis de potássio no solo pode degradar a estrutura do mesmo e reduzir a produção da planta uma vez que se compromete a fertilidade física do solo (Smiles et al., 2004).

A acumulação de potássio no solo é um potencial problema devido ao efeito que este tem de acumular sais na estrutura do solo (Arizeno et al., 2008). A principal forma de poluição está assim associada à salinização que ocorre quando o potássio tende a acumular-se na forma iónica na solução no solo.

A aplicação de chorumes com níveis elevados de potássio é benéfico para aumentar o nível de fertilidade do solo, com exceção de chorumes alcalinos que podem dissolver o carbono orgânico do solo. Se a aplicação for realizada a longo prazo, pode ocorrer a acumulação de potássio no solo o que induz um decréscimo na condutividade hidráulica dos solos (Arizeno et al., 2008).

Em relação aos outros macronutrientes principais (N e P), o potássio apresenta um comportamento intermédio pois, não é tão dinâmico como o azoto nem é tão estático como o fósforo. Assim, quando o solo tem coloides orgânicos e minerais, principalmente do tipo argila que favoreça a fixação, o potássio será propício a ser adsorvido e assim terá pouca tendência a ser lixiviado. Nos solos muito pobres em coloides o potássio poderá sofrer perdas elevadas, mesmo por infiltração.

O seu contributo para a poluição das águas é diminuto já que estas normalmente têm quantidades elevadas deste nutriente. O potássio, ao contrário do azoto e do fósforo não contribui para a eutrofização das águas e, por outro lado, a não ser quando conduza a acentuados desequilíbrios com os outros elementos, não afeta a normal qualidade das águas (Santos, 2001).

2.4.3.4. Micronutrientes - Cobre e Zinco

O cobre (Cu) e o zinco (Zn) são metais pesados e estão presentes em grandes quantidades no chorume suinícola devido aos suplementos que são implementados nas rações com o objetivo de prevenir doenças, melhorar a digestão e promover o crescimento.

O Cu encontrado nos dejetos de suínos está na forma solúvel, mas o processo de decomposição e as reações inorgânicas, com adsorção e precipitação, determinam mudanças nas formas químicas aplicadas no solo, bem como a sua mobilidade. (Oliveira, 2006).

O Cu e Zn, em concentrações elevadas, podem ser acumulados no solo. Esta acumulação pode originar diversos problemas, principalmente intoxicação, não só nas plantas, mas também noutros organismos integrantes da cadeia alimentar (Dal Bosco et al., 2008).

A imobilidade do Cu no solo é devida à formação de complexos organometálicos estáveis e de baixa solubilidade mas que, além da complexação com substâncias orgânicas, pode ocorrer sua ligação com frações não trocáveis do solo. A maior ou menor mobilidade dos metais pesados no solo é determinada pelos atributos do solo, tais como teores e tipos de argilas, pH, capacidade de troca catiónica, e teor de matéria orgânica que influenciam nas reações de adsorção/dessorção, complexação e oxirredução (Oliveira & Mattiazzo (2001) cit. in Dal Bosco et al., 2008).

A disponibilidade do Cu e do Zn para as plantas depende do pH do solo (Berenguer, 2008). As formas solúveis de Cu e Zn, que são mais fitotóxicas, aumentam quando o pH do solo diminui (Alva et al., 2000). A aplicação de chorume nos solos básicos tem menor risco de fitotoxicidade do que em solos ácidos contudo, nestes casos a evolução do pH do solo deve ser acompanhada (Berenguer, 2008).

A fitotoxicidade provocado pelo Cu depende da distribuição das diferentes formas químicas do mesmo, que varia conforme as propriedades do solo, tais como o pH do solo e o teor de matéria orgânica. A forma solúvel de Cu é mais fitotóxica e o aumento de Cu na forma precipitada permite a diminuição da fitotoxicidade. (Alva et al; 2000).

A presença do Cu e do Zn poderá constituir um fator limitante da utilização dos chorumes suinícolas na agricultura.

3. Parte Experimental

Foram realizados ensaios biológicos com milho *Zea mays* L. super precoce (ciclo com cerca de 120 dias) em 24 lisímetros. Usaram-se oito tipos de tratamentos baseados na aplicação de chorume e adubação mineral, com recolha e análise do lixiviado e solo, de modo a compreender os impactos ambientais no solo e na água conforme as condições climáticas do local, e entender qual a quantidade ideal de aplicação de chorume para um bom desenvolvimento da planta sem causar danos ambientais.

3.1. Localização do ensaio

A parte experimental deste trabalho foi desenvolvida no Brasil, na UNIOESTE (Universidade Estadual do Oeste do Paraná), campus de Cascavel no Núcleo Experimental de Engenharia Agrícola – NEEA.

O NEEA localiza-se no município de Cascavel, Oeste do Paraná e a área está localizada geograficamente pelas coordenadas 24°48' de latitude Sul e 53°26' de longitude Oeste, com altitude de 760 m.

Segundo a classificação de Köppen, o clima do local é do tipo subtropical mesotérmico húmido - Cfa (figura 14), com uma precipitação média anual de 1800 mm, Verões quentes com tendência de concentração de chuvas nestes meses, geadas pouco frequentes e sem estação seca definida. A temperatura média do município é de 20° C e a humidade relativa do ar é em média de 75% (IAPAR, 1998).

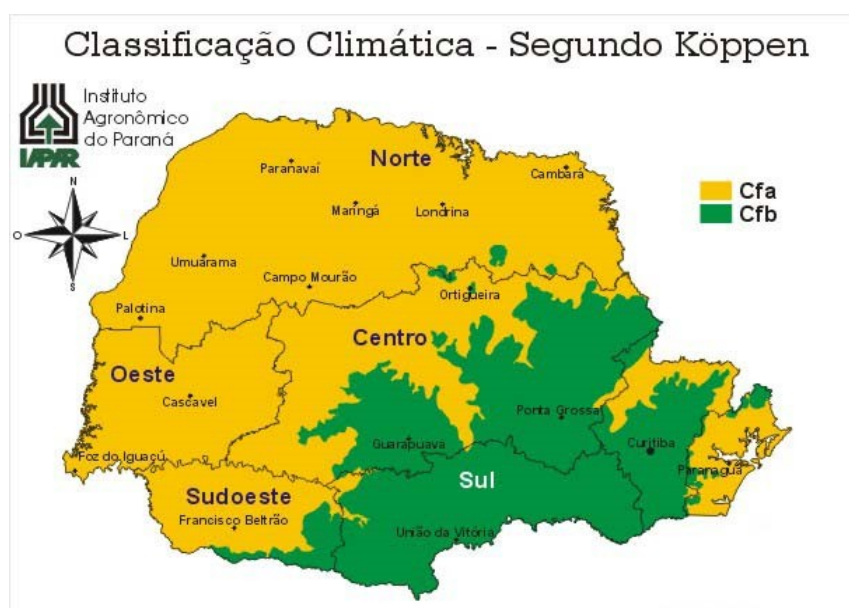


Figura 14 - Classificação climática do estado do Paraná, segundo Köppen (IAPAR, 1998)

3.1.2. Solo

O solo onde foi realizado o ensaio é classificado como latossolo vermelho distroférico típico, com relevo suave a ondulado e textura muito argilosa (EMBRAPA,2006).

Amostras de solo foram recolhidas nas profundidades 0-20, 20-40 e 40-60 de modo a realizar análise granulométrica da área experimental.

O Quadro 6 apresenta as características granulométricas do solo, onde podemos verificar que este tem uma textura muito argilosa com aproximadamente 80% de argila.

Quadro 6 - Resultado da análise granulométrica do solo da área experimental

Profundidade	Areia (%)	Limo (%)	Argila (%)
0-20 cm	5,9	14,6	79,5
20-40 cm	6,4	15,8	77,8
40-60 cm	5,6	13,8	80,5

Fonte: UNIOESTE ,2010

3.1.3. Cultura utilizada

A cultura utilizada para a realização do ensaio foi o milho de ciclo super precoce. O milho é uma monocotiledónea que pertence à família das poáceas, género *Zea* tendo como nome científico *Zea mays* L.

As sementes do milho super precoce foram cedidas pela COODETEC (Cooperativa Central de Pesquisa Agrícola) que forneceu o híbrido CD 316, que tem como principal característica a precocidade (ciclo curto).

O milho é uma planta de ciclo vegetativo muito variável, sendo que nas condições brasileiras, a cultura apresenta um ciclo entre 120 e 180 dias, em função da caracterização dos híbridos (super precoce, precoce e normal). Neste caso o híbrido utilizado foi o super precoce pelo que o ciclo é de cerca de 120 dias.

A sementeira foi realizada depois da aplicação do chorume fresco (chorume foi aplicado dia 5/3/12, a sementeira dia 7/3/12 juntamente com a adubação) tendo como objetivo obter sete plantas por lisímetro. Assim foram colocadas três sementes por cova de modo a garantir o crescimento de pelo menos uma planta e posteriormente procedeu-se ao desbaste onde existia excesso de germinação.

3.2. Lisímetros de drenagem

Os lisímetros foram montados em Dezembro de 2005 pelo que já têm um histórico de aplicação de chorume de quase 7 anos.

Os lisímetros estão distribuídos em três linhas de oito lisímetros, espaçados de 0,4 m na vertical e 0,5 na horizontal conforme pode ser observado na figura 15, ocupando uma área de 90 m².

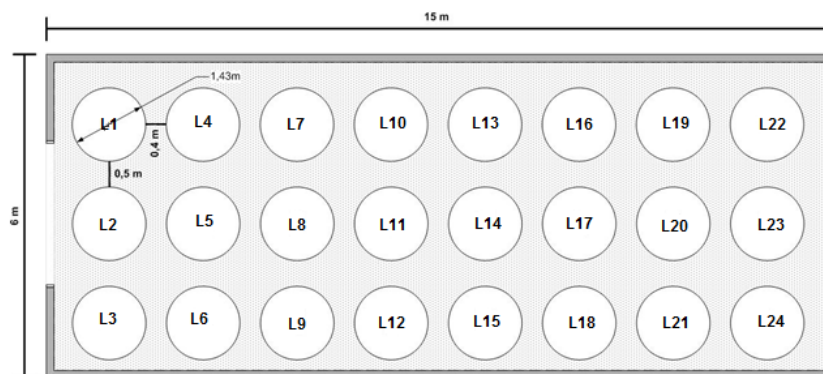


Figura 15 - Esquematisação dos lisímetros

Cada lisímetro de drenagem é uma caixa de fibra (figura 16) com um volume de 1 m³ e área de 1,60 m² (profundidade de 0,91 m e diâmetro de 1,43 m).



Figura 16 - Características dos lisímetros

Para a drenagem dos lisímetros, na parte inferior das caixas foram adaptados tubos de 25 mm de diâmetro, facilitando a drenagem até ao ponto final para a colheita do lixiviado (aproximadamente 15 m). No fundo da caixa foram adicionados 0,10 m de brita com a finalidade de promover melhor drenagem. Acima desta camada foi colocada uma manta de poliéster para que o solo não se misturasse com a brita, facilitando assim a drenagem dentro do sistema. Acima da manta foram colocadas as camadas de solo.

A figura 17 apresenta um corte transversal do lisímetro onde é possível observar o seu funcionamento.

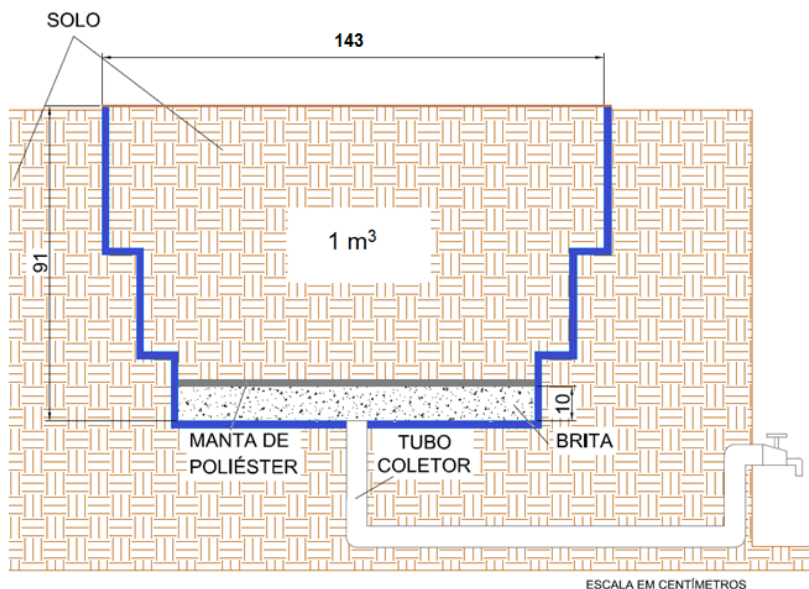


Figura 17 - Corte transversal da estrutura dos lisímetros

3.3. Metodologia do ensaio nos lisímetros de drenagem

O ensaio foi conduzido entre os meses de Março e Julho de 2012.

Na área experimental existem 24 lisímetros instalados, os quais foram construídos de acordo com a metodologia descrita por Aboukhaled et al., (1986) tendo sido instalados em Dezembro de 2005 (Prior, 2008). O ensaio foi realizado sob as condições climáticas do local sendo que os tratamentos nas parcelas foram aplicados conforme a ordem estabelecida por Prior (2008), que os sorteou de forma aleatória em cada bloco no segundo ciclo da cultura. Os tratamentos foram realizados em triplicado.

Os tratamentos utilizados no ensaio consistiram em quatro doses diferentes de chorume bruto associadas ou não a uma adubação mineral. O Quadro 7 resume os oito tratamentos utilizados no ensaio.

Deste modo, foram aplicadas doses de chorume correspondentes a aplicações de 0,100, 200 e 300 m³ ha⁻¹, uma única vez, dois dias antes de semear a cultura. As doses de chorume aplicadas foram definidas conforme o estudo realizado por Smanhotto (2008), que utilizou doses de 0, 100, 200 e 300 m³ ha⁻¹ de chorume, definidas com base na concentração de azoto existente no chorume. Ao longo dos ensaios posteriores foi decidido

continuar com a aplicação das mesmas doses de modo a poder fazer um histórico da área em estudo.

A aplicação do chorume foi realizada manualmente com a utilização de um balde (figura 18), numa única etapa com o cuidado para que o chorume fosse distribuído uniformemente em cada lisímetro.



Figura 18 - Aplicação do chorume nos lisímetros

Procedeu-se à sementeira do milho, de forma a obter sete plantas por lisímetro. Juntamente com a sementeira foi realizada a única aplicação de adubo mineral em 12 dos lisímetros.

A figura 19 mostra a distribuição dos lisímetros com os respetivos tratamentos.

Quadro 7 - Descrição dos Tratamentos utilizados

	Tratamentos			
	0 m ³ ha ⁻¹	100 m ³ ha ⁻¹	200 m ³ ha ⁻¹	300 m ³ ha ⁻¹
Doses de Chorume Aplicadas				
Sem Adubação mineral (SAD)	T1	T2	T3	T4
Com Adubação mineral (CAD)	T5	T6	T7	T8

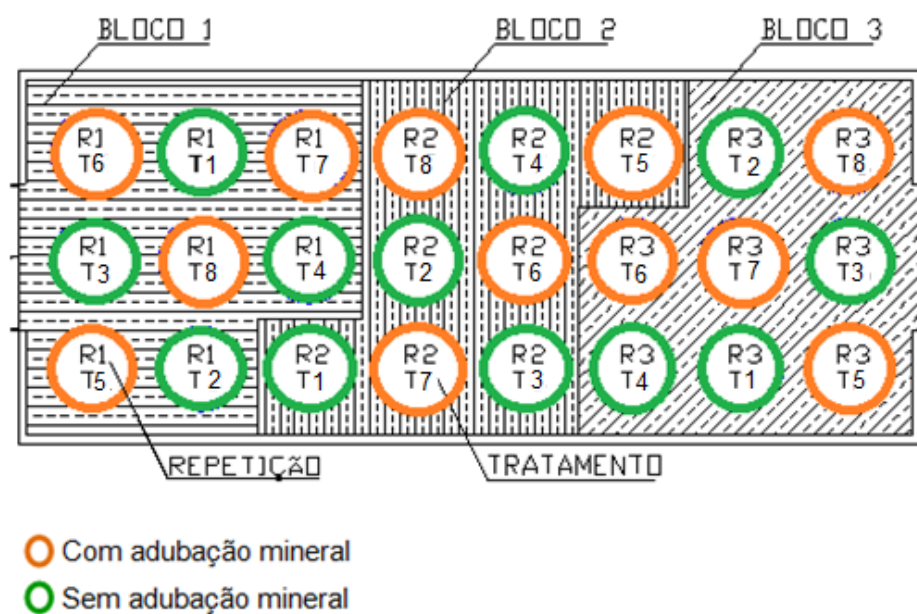


Figura 19 - Localização dos tratamentos, repetições e blocos

O Quadro 8 mostra os lisímetros em que foram aplicados os tratamentos já referidos.

Quadro 8 - Características e designação dos Tratamentos e respetivos lisímetros

Doses de chorume (m ³ ha ⁻¹)	Tratamento	Lisímetros
0	T1	L4, L9, L21
100	T2	L6, L11, L19
200	T3	L2, L15, L23
300	T4	L8, L13, L18
0 + AD	T5	L3, L16, L24
100 + AD	T6	L1, L14, L17
200 + AD	T7	L7, L12, L20
300 + AD	T8	L5, L10, L22

A cultura foi exposta às condições climáticas do local pelo que, apenas foi irrigada conforme a precipitação. A figura 20 indica a precipitação média do município de Cascavel e, através desta, pode-se estimar que a precipitação tenha sido de cerca de 78 mm durante o ensaio (cerca de 17 semanas).

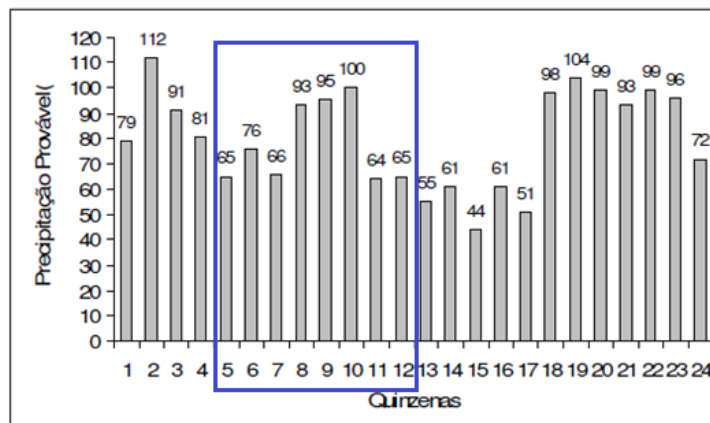


Figura 20 - Precipitação provável quinzenal para a região de Cascavel (Longo,2006)

No decorrer do ensaio recolheram-se os lixiviados duas vezes, 12 dias e 85 dias após a sementeira, para posterior determinação dos parâmetros químicos do mesmo. Os parâmetros determinados em laboratórios para os lixiviados foram os seguintes: pH, CE, NO_3^- , NO_2^- , N_{kj} , P, Cu, Zn, e K.

A área experimental onde foi realizado o ensaio tem um histórico de cerca de 6 anos de aplicação de chorume. Contudo esta foi a primeira vez que foi aplicado um chorume fresco.

3.4. Materiais usados

3.4.1. Chorume

O chorume utilizado no ensaio foi recolhido numa suinicultura no Distrito de Três Bocas, município de Toledo-Paraná numa propriedade rural que dispõe de um biossistema integrado no tratamento de dejetos (figura 21).

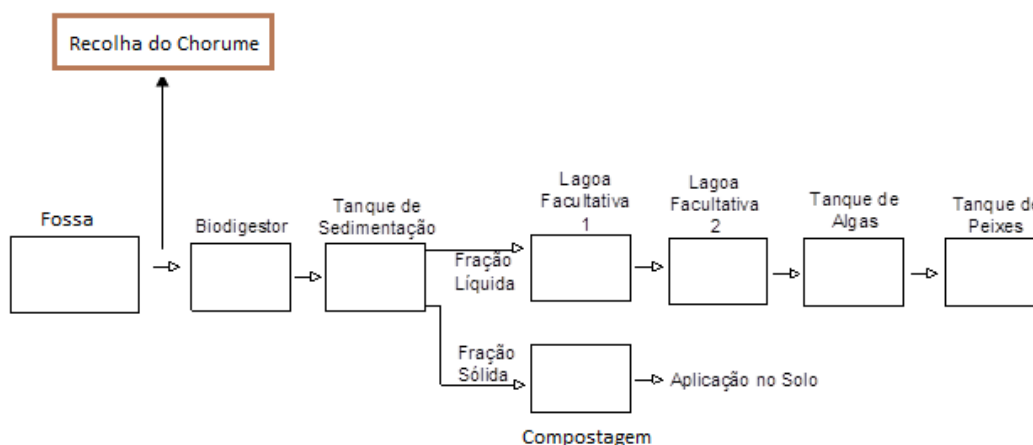


Figura 21 - Biosistema integrado de tratamento de dejetos suínos

O ponto de recolha da amostra de chorume foi logo na fossa (figura 22), pelo que não sofreu ainda qualquer tipo de tratamento. Devido ao facto deste não ter sofrido nenhum tratamento denomina-se chorume fresco.



Figura 22 - Ponto de recolha do chorume utilizado

O chorume foi analisado e os parâmetros avaliados foram os seguintes: pH, Condutividade eléctrica, azoto total, azoto nítrico, azoto amoniacal, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, sódio, cobre, zinco, conforme o protocolo de APHA, Awwa & Wef (1998).

O Quadro 9 apresenta as características principais do Chorume fresco utilizado nos tratamentos.

Quadro 9 - Principais características do Chorume

Parâmetro	Valor
pH	6,5
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	1412
N (mg. l^{-1})	980
$\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ (mg. l^{-1})	14
NH_4^+ (mg. l^{-1})	84
P (mg. l^{-1})	34,2
K ⁺ (mg. l^{-1})	171
Ca ²⁺ (mg. l^{-1}) ¹	99
Mg ²⁺ (mg. l^{-1})	64,2
Na ⁺ (mg. l^{-1})	68,0
Cu ²⁺ (mg. l^{-1})	0,5
Zn ²⁺ (mg. l^{-1})	6,3

Através das características do chorume foi calculada a concentração dos principais nutrientes a ter em consideração no que toca à poluição do meio natural. O quadro 10 indica as quantidades de N, P, K, Cu e Zn em kg.ha^{-1} e em mg.lis^{-1} existentes nas doses de chorume aplicadas.

Quadro 10 - Quantidades de NPK aplicados em kg.ha^{-1} e em mg.lis^{-1}

T	Doses de chorume m^3ha^{-1}	Kg N ha^{-1}	Kg P ha^{-1}	Kg K ha^{-1}	Kg Cu ha^{-1}	Kg Zn ha^{-1}
1	0	0	0	0	0	0
2	100	98	3,42	17	8	0,63
3	200	196	6,84	34,32	16	1,26
4	300	294	10,27	51,48	24	1,9

T	Doses de chorume m^3ha^{-1}	mg N lis^{-1}	mg P lis^{-1}	mg K lis^{-1}	mg Cu lis^{-1}	mg Zn lis^{-1}
1	0	0	0	0	0	0
2	100	15680	547,52	2745,6	8	101,12
3	200	31360	1095,04	5491,2	16	202,24
4	300	47040	1642,56	8236,8	24	303,36

3.4.2. Fertilizantes

A adubação mineral associada às doses de chorume nos 12 lisímetros já mencionados, foi efetuada no mesmo dia que a sementeira do milho. Assim, aplicou-se cerca de 30 g.m⁻² (6,85 g por planta de milho) de fertilizante nos respetivos lisímetros numa só vez. O adubo utilizado foi um adubo composto NPK de 8-20-20.

Aplicou-se um total de 300 Kg.ha⁻¹ que correspondente a cerca de 24 kg N ha⁻¹ e 60 kg de P e K ha⁻¹.

O Quadro 11 apresenta as quantidades de NPK aplicadas em kg.ha⁻¹ para os lisímetros onde foram aplicados os tratamentos T5, T6, T7 e T8 (Doses de chorume + adubação mineral).

Quadro 11 - Quantidade de fertilizantes aplicados

T	Doses de chorume	Kg N ha ⁻¹	Kg P ha ⁻¹	Kg K ha ⁻¹
5	0 + AD	24	60	60
6	100 + AD	122	63,4	77
7	200 + AD	220	66,8	94,3
8	300 + AD	318	70,3	111,5

3.5. Métodos utilizados na caracterização do chorume, do solo e do lixiviado.

3.5.1. Chorume

Como referido atrás, os parâmetros avaliados no chorume fresco foram os seguintes: pH, Condutividade elétrica (CE), N total, N inorgânico (NO₃⁻ + NO₂⁻, NH₄⁺), N orgânico, P, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, Cu²⁺, Zn²⁺, conforme o protocolo de APHA, Awwa & Wef (1998).

3.5.2. Solo

Antes de proceder à aplicação do chorume e depois da colheita do milho, foram recolhidas amostras de solo em cada lisímetro a 0-60 cm de profundidade.

As amostras de solo recolhidas foram encaminhadas para o AGRILAB – Laboratório de Análises Agrícolas e Ambientais Lda., para a determinação do pH, teores de matéria orgânica, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, capacidade de troca catiónica, cobre, zinco, sódio, condutividade eléctrica, Azoto total, Azoto orgânico, nitrato e azoto amoniacal segundo metodologias de Raij et al. (2001).

A análise do solo teve como objetivo comparar as características do mesmo após o ensaio.



Figura 23 - Recolha das amostras de solo

3.5.3. Recolha e Caracterização do lixiviado

Durante a realização do ensaio foram recolhidos em cada lisímetro os respectivos lixiviados em dois períodos da cultura (12 DAS e 85 DAS).

As amostras de lixiviado foram recolhidas e armazenadas em frascos de 1L e transportadas até ao laboratório de saneamento ambiental da UNIOESTE numa caixa de esferovite com gelo (figura 24). No laboratório foram realizados no mesmo dia a determinação do pH e CE.

Posteriormente foi determinado o N_{kj} , NO_3^- e NO_2^- , P, K, Cu e Zn. As metodologias de análise utilizadas para o lixiviado seguiram APHA, Awwa & Wef (1998) e Tedesco et al. (1995).



Figura 24 - Recolha e análise do lixiviado

3.6. Tratamento Estatístico

Os dados obtidos no trabalho experimental foram submetidos ao teste de normalidade para os parâmetros em análise através do teste de Shapiro – wilk's, antes de proceder a análise de variância.

Os resultados foram submetidos a uma análise de variância (ANOVA) de modo a comparar os tratamentos utilizando o software SPSS 20. Utilizou-se o teste de Tukey's a 95% de confiança ($p < 0,05$) de modo a identificar as diferenças significativas entre as doses aplicadas/ tratamentos.

4. Resultados e Discussão

Após as primeiras chuvas (12 DAS) foi recolhido o chamado Lixiviado 1 obtido a partir dos 24 lisímetros utilizados neste ensaio, de onde se obtiveram 125 litros de lixiviado. Mais próximo do final do ciclo do milho (85 DAS) foi recolhido o Lixiviado 2, com cerca de 156 litros. Assim, para este ensaio obteve-se um total de 271 litros de lixiviado pelo que, através de alguns cálculos pode-se dizer que foi lixiviado, em média, 7 L.m^{-2} ($= 70 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$) sob as condições climáticas do local.

4.1. Resultados obtidos na análise dos lixiviados recolhidos

4.1.1. pH e condutividade elétrica (CE) dos lixiviados

No Quadro 12 apresentam-se os resultados do teste de comparação de médias, através da ANOVA, para os valores de pH e CE ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) para os dois lixiviados recolhidos durante o ensaio.

O lixiviado 1 foi recolhido 12 dias após a sementeira (12 DAS) e o lixiviado 2 foi recolhido 85 dias após a sementeira (85 DAS).

Quadro 12 – Comparação de médias através da ANOVA para os valores de pH e CE ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) nos lixiviados 1 e 2 para os vários tipos de tratamentos aplicados.

T	Doses de Chorume ($\text{m}^3.\text{ha}^{-1}$)	pH Lixiviado 1		pH Lixiviado 2		CE Lixiviado 1 ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)		CE Lixiviado 2 ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	
1	0	7,00	$\pm 0,60$	6,99	$\pm 0,44$	121,00	$\pm 90,9$	126,63	$\pm 63,3$
2	100	6,99	$\pm 0,30$	7,19	$\pm 0,36$	157,07	$\pm 73,4$	142,87	$\pm 74,1$
3	200	6,96	$\pm 0,34$	7,23	$\pm 4,20$	192,43	$\pm 43,9$	119,90	$\pm 109,3$
4	300	6,99	$\pm 0,10$	7,33	$\pm 4,23$	227,50	$\pm 11,4$	358	± 121
5	0 + AD	7,14	$\pm 0,32$	7,05	$\pm 0,52$	195,93	$\pm 37,6$	216,83	$\pm 30,5$
6	100 + AD	6,79	$\pm 0,10$	6,79	$\pm 3,92$	197,57	$\pm 56,2$	169,83	$\pm 148,7$
7	200 + AD	6,85	$\pm 0,19$	6,78	$\pm 3,91$	206,67	$\pm 28,8$	181,71	± 120
8	300 + AD	7,36	$\pm 0,21$	6,97	$\pm 0,48$	229,97	$\pm 37,47$	360,33	$\pm 80,47$

Médias não diferem entre si, segundo o teste de Tukey com um nível de significância de 5%

Lixiviado 1- 12 DAS, Lixiviado 2 - 85 DAS, AD – Adubação Mineral.

Segundo a análise estatística os valores de pH não variam significativamente em função dos tratamentos com chorume, bem como com a adição ou não de adubação mineral.

Outros autores tais como Smanhotto et al. (2010) e Caovilla et al. (2010) obtiveram resultados semelhantes pois, também não observaram diferenças significativas no valores de pH do lixiviado para tratamentos com chorume e adubação mineral.

Quanto á CE os valores médios também não diferem significativamente em função dos tratamentos com chorume, bem como com a adição ou não de adubação.

No entanto, os valores da CE são, em alguns casos, maiores no lixiviado 2, isto indica que existiu uma passagem de iões para o lixiviado. É provável que estes iões sejam provenientes dos tratamentos utilizados e não de iões existentes no solo.

4.1.2. Teor de Azoto total nos lixiviados

Visto os valores de azoto de Kjeldahl (N_{kj}) e de nitratos ($NO_2^- + NO_3^-$) obtidos nas análises dos lixiviados serem bastante baixos optou-se por somar estes valores e discutir os valores de azoto total (N_t).

Deste modo, pode-se desde já afirmar-se que nos lixiviados recolhidos apenas se detetaram níveis vestigiais de nitratos abaixo daqueles estipulados por lei. Segundo CONAMA nº 357 (2005), para águas superficiais o limite para concentração de nitratos é de $10,0 \text{ mg.L}^{-1}$.

O quadro 13 apresenta os valores médios das concentrações de N_t para o lixiviado 1 (recolhido 12 dias após a sementeira) e para o lixiviado 2 (recolhido 85 dias após a sementeira).

Quadro 13 - Comparação das concentrações médias de Nt (mg.L⁻¹) através da ANOVA do lixiviado 1 e do lixiviado 2 para os 8 Tratamentos aplicados.

T	Doses de Chorume (m ³ .ha ⁻¹)	Nt Lixiviado 1 (mg.L ⁻¹)		Nt Lixiviado 2 (mg.L ⁻¹)	
1	0	1,47 abc	±0,02	0,21 ^{ns}	±0,05
2	100	1,56 a	±0,14	0,22 ^{ns}	±0,03
3	200	1,35 bc	±0,03	0,53 ^{ns}	±0,59
4	300	1,48 abc	±0,02	0,55 ^{ns}	±0,57
5	0 + AD	1,52 ab	±0,03	0,24 ^{ns}	±0,05
6	100 +AD	1,32 c	±0,05	0,23 ^{ns}	±0,05
7	200 +AD	1,42 abc	±0,06	0,26 ^{ns}	±0,03
8	300 + AD	1,30 c	±0,07	0,32 ^{ns}	±0,05

a, b e c são significativamente diferentes segundo teste de Tukey com um nível de significância de 5%.

ns – não significativo, segundo o teste de Tukey com um nível de significância de 5%

Lixiviado 1- 12 DAS; Lixiviado 2 - 85 DAS; AD – Adubação Mineral

Ao realizar uma comparação de médias através da análise de variância (ANOVA) verificou-se que para os as concentrações médias de N_t do lixiviado 1 (12 DAS) existem diferenças significativas a um nível de significância de 5%.

Podemos então verificar que T2 (100 m³.ha⁻¹) é significativamente diferente de T8 (300 m³.ha⁻¹ + AD) e T6 (100 m³.ha⁻¹ + AD). Assim, podemos constatar que nos lisímetros onde foram aplicados 100 m³.ha⁻¹ de chorume sem a adubação mineral, as concentrações de N_t foram mais elevadas, ou seja, houve mais perdas de azoto por lixiviação.

O T8, onde foram aplicados 300 m³.ha⁻¹ mais adubação mineral, foi o que apresentou menos concentração de Nt no lixiviado 1.

A variação dos teores de Nt no lixiviado, de tratamento para tratamento não é muito óbvia, mas o facto de nalguns casos estes valores serem menores nos lisímetros onde foram aplicadas maiores doses pode ser devido ao estado de desenvolvimento do milho que pode absorver maiores ou menores quantidades de azoto mineral.

Pode verificar-se que as concentrações de Nt no lixiviado 1 não foram diretamente influenciadas pelas doses de chorume aplicadas nem pela adubação mineral mas, é

possível verificar que os valores de Nt são maiores nos tratamentos onde não foi realizada a adubação mineral excetuando o caso do T1 0 m³.ha⁻¹.

Quanto ao lixiviado 2 (85 DAS) as concentrações de Nt não foram significativamente diferentes entre os tratamentos realizados segundo o teste de Tukey com um nível de significância a 5%.

É de notar que a concentração de Nt diminuiu no lixiviado 2 em relação ao lixiviado 1 como podemos observar no Quadro 13. Nesta fase, com as plantas de milho capazes de absorver azoto, as perdas por lixiviação terão diminuído por esse motivo.

Estes valores muito baixos de Azoto total também podem justificar-se devido à volatilização do azoto amoniacal (NH₄⁺). Pois, o azoto amoniacal é um gás que em condições normais de temperatura e pressão atmosférica pode facilmente volatilizar para a atmosfera. As perdas de azoto amoniacal podem ser bastante significativas após a aplicação de chorume no solo pois, o chorume fresco contém azoto na forma orgânica que é convertido a azoto amoniacal depois da aplicação no solo e/ou até mesmo no seu armazenamento.

A figura 25 apresenta os teores de N_t no lixiviado 1 e 2 e, pela observação do gráfico, podemos mais facilmente observar os teores de azoto no lixiviado conforme os tratamentos e verificar as diferenças das concentrações de N_t entre os lixiviados.

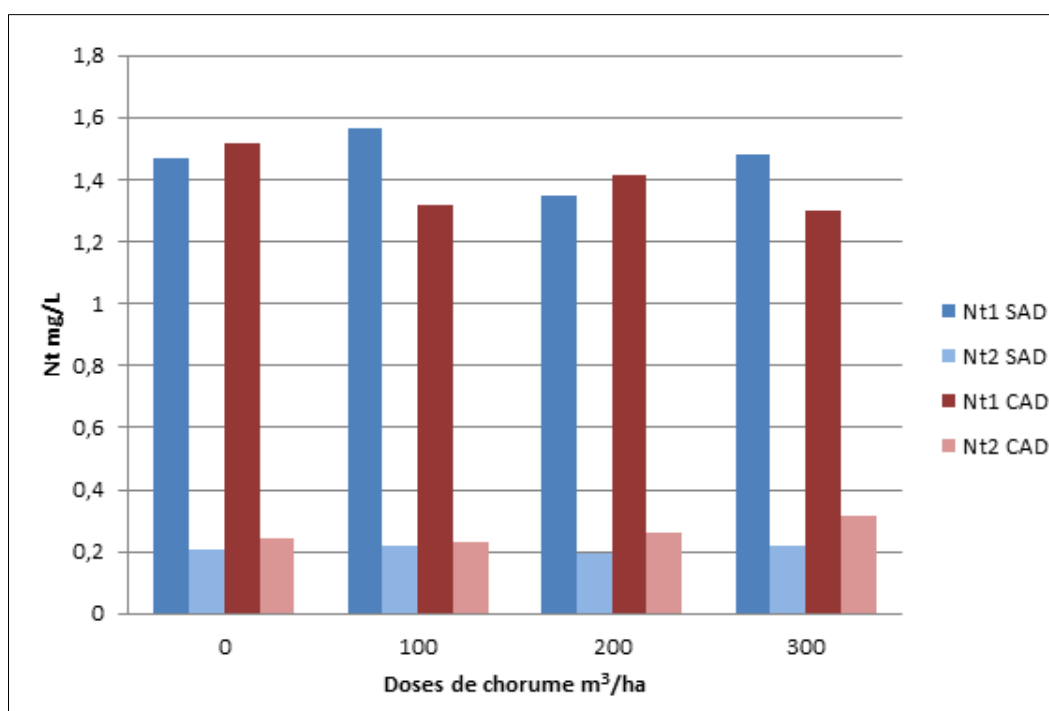


Figura 25 - Teores de Nt no lixiviado 1 e 2 CAD (com adubação) e SAD (sem adubação).

De um modo geral pode-se afirmar que o chorume de suinicultura não apresenta impactos ambientais a nível de lixiviação de azoto pelo que a aplicação destes na agricultura é uma solução ambientalmente favorável no que diz respeito aos riscos de lixiviação de azoto para o tipo de condições em que foram realizados os ensaios e conforme a legislação vigente.

4.1.3. Teor de Fósforo (P) nos lixiviados

Devido a um imprevisto no laboratório não foi possível obter a concentração de P nos lixiviados.

4.1.4. Teor de Potássio (K) nos Lixiviados

No Quadro 14 é apresentado os resultados do teste de comparação de médias através da ANOVA da concentração de potássio nos lixiviados 1 e 2, em função dos tratamentos aplicados.

Quadro 14 - Comparação de médias através da ANOVA para os valores de Potássio (mg.L^{-1}) nos lixiviado 1 (12 DAS) e nos lixiviados 2 (85 DAS).

T	Doses de Chorume (m^3ha^{-1})	K Lixiviado 1 (mg.L^{-1})		K Lixiviado 2 (mg.L^{-1})	
1	0	43,61 ^{ns}	$\pm 0,41$	0,5 cd	$\pm 0,03$
2	100	44,58 ^{ns}	$\pm 0,52$	0,8 bcd	$\pm 0,08$
3	200	44,51 ^{ns}	$\pm 0,96$	0,65 cd	$\pm 0,22$
4	300	46,16 ^{ns}	$\pm 0,54$	1,20 ab	$\pm 0,00$
5	0 + AD	44,99 ^{ns}	$\pm 1,07$	1,39 a	$\pm 0,14$
6	100 +AD	45,20 ^{ns}	$\pm 1,66$	1,59 a	$\pm 0,00$
7	200 +AD	45,47 ^{ns}	$\pm 1,00$	0,84 bc	$\pm 0,00$
8	300 + AD	46,43 ^{ns}	$\pm 1,30$	0,34 d	$\pm 0,00$

a, b, c e d são significativamente diferentes segundo teste de Tukey com um nível de significância de 5%.

ns – não significativo, segundo o teste de Tukey com um nível de significância de 5%

Lixiviado 1- 12 DAS; Lixiviado 2 - 85 DAS; AD – Adubação Mineral

Para os valores médios do teor de K no lixiviado 1, a ANOVA não foi significativa para nenhum dos fatores avaliados, isto é, os teores de K neste lixiviado não foram influenciados pelas doses de chorume aplicadas nem pela adubação mineral. Contudo, é de notar, pela observação do quadro 14, que os teores de K são ligeiramente maiores para T4 e T8, tratamentos esses onde foram aplicadas as doses de chorume máximas e com adubação mineral no caso do T8. É de notar ainda que para as mesmas doses de chorume, os teores de K são mais elevados nos lixiviados provenientes dos tratamentos onde foi aplicada a adubação mineral juntamente com o chorume.

Os teores de K médios do lixiviado 2 diferem significativamente entre si segundo a estatística aplicada. Os T5 e T6 são os que apresentam maior concentração de K no lixiviado 2 sendo que estes receberam 100 e 200 m³.ha⁻¹ de chorume juntamente com adubação mineral. O facto dos T7 e T8 não possuírem valores tão elevados de K pode dever-se à procura deste nutriente pelas plantas de milho que para estes tratamentos eram consideravelmente mais desenvolvidas do que nos restantes tratamentos. A figura 26 mostra as diferenças do estado vegetativo do milho 65 DAS para o T3 (200 m³.ha⁻¹ de chorume) e T1 (0 m³.ha⁻¹).

Os maiores valores observados para os teores de K no material percolado do solo foram obtidos no lixiviado 1 enquanto no lixiviado 2 os valores diminuíram bastante. Tal pode ser explicado pelo facto de K ser um elemento móvel no solo que está sujeito a lixiviação e como o lixiviado 1 foi recolhido apenas 12 DAS não houve a oportunidade deste nutriente ter sido absorvido pelas plantas de milho.

A lixiviação de potássio será tanto maior quanto mais expressiva for a presença em solução de aniões, com menor capacidade de absorção (Maggi et al., 2010).



Figura 26 - Estado vegetativo do milho nos lisímetros 63 DAS para T3 (L23) e T1 (L4)

4.1.5. Teor de Cobre (Cu) e Zinco (Zn) nos lixiviados

No Quadro 15 é apresentado os resultados do teste de comparação de médias através da ANOVA da concentração de Cobre e Zinco (mg.L^{-1}) nos lixiviados 1 e 2, em função dos tratamentos aplicados.

Quadro 15 - Comparação de médias através da ANOVA para os valores de Cobre e Zinco (mg.L^{-1}) nos lixiviado 1 (12 DAS) e nos lixiviados 2 (85 DAS).

T	Doses de Chorume (m^3ha^{-1})	Cu lixiviado 1 (mg.L^{-1})	Cu lixiviado 2 (mg.L^{-1})	Zn lixiviado 1 (mg.L^{-1})	Zn lixiviado 2 (mg.L^{-1})
1	0	0,078 \pm 0,012	0,00 \pm 0,00	0,014 \pm 0,006	0,041 \pm 0,019
2	100	0,065 \pm 0,001	0,00 \pm 0,00	0,009 \pm 0,004	0,070 \pm 0,029
3	200	0,068 \pm 0,001	0,00 \pm 0,00	0,009 \pm 0,002	0,079 \pm 0,042
4	300	0,068 \pm 0,003	0,00 \pm 0,00	0,014 \pm 0,002	0,027 \pm 0,000
5	0 + AD	0,081 \pm 0,008	0,00 \pm 0,00	0,014 \pm 0,003	0,039 \pm 0,022
6	100 +AD	0,067 \pm 0,011	0,00 \pm 0,00	0,015 \pm 0,002	0,028 \pm 0,000
7	200 +AD	0,068 \pm 0,010	0,00 \pm 0,00	0,007 \pm 0,002	0,031 \pm 0,005
8	300 + AD	0,070 \pm 0,010	0,00 \pm 0,00	0,017 \pm 0,007	0,042 \pm 0,013

Médias não diferem entre si, segundo o teste de Tukey com um nível de significância de 5%
Lixiviado 1- 12 DAS; Lixiviado 2 - 85 DAS; AD – Adubação Mineral.

As médias dos teores de Cu e Zn no lixiviado não diferem significativamente entre si segundo o teste de Tukey com um nível de significância a 5%. As concentrações médias de Cu e Zn no lixiviado 1 e no lixiviado 2 são consideradas vestigiais pelo que não existe qualquer tipo de perigo de lixiviação por parte destes metais pesados.

As concentrações de Cu e Zn nos lixiviados estão bem abaixo dos limites considerados críticos estabelecidos pela CONAMA/397 (2008) para lançamento de efluentes é de 1,0 mg.L^{-1} para Cu e 5,0 mg.L^{-1} para Zn.

As concentrações de Cu e Zn são extremamente baixas nos lixiviados, devido ao facto de este metais serem praticamente imóveis no solo pelo que, normalmente o risco ambiental associados a estes só é a sua acumulação no solo cuja é discutida mais á frente.

4.2. Resultados obtidos na análise do solo

4.2.1. pH, Matéria Orgânica e CTC do Solo

No Quadro 16 são apresentados os resultados do teste de comparação de médias, através da ANOVA, para os valores de pH, matéria orgânica e CTC do solo onde foi instalado o ensaio, em função dos tratamentos aplicados.

Segundo a análise estatística realizada nenhum dos valores médios de pH, MO ou CTC não são significativamente diferentes uns dos outros conforme os tratamentos aplicados a um nível de significância de 5%. Esta afirmação é verdadeira no mesmo tempo de amostragem (solo 1 ou solo 2), e entre os dois tempos de amostragem, se compararmos o mesmo tratamento.

Contudo, pela observação dos valores médios do Quadro 16 nota-se que os valores de pH são, em geral, menores para as maiores doses de aplicação de chorume (T4 e T8), embora não significativamente diferentes. Comparando o pH do solo 1 (antes da aplicação dos Tratamentos) com o solo 2 (pós colheita do milho/ depois dos tratamentos) podemos verificar que houve uma ligeira descida para todos os tratamentos no solo 2. Pode-se assim averiguar que a aplicação de chorume pode provocar uma ligeira descida de pH no solo. Neste caso a descida de pH não foi suficiente para ser estatisticamente relevante, mas uma aplicação continuada poderá levar a essa situação.

Esta situação pode ser verdade pois, a decomposição da MO e a nitrificação são dois processos que podem acidificar o solo.

Quadro 16- Comparação de médias de pH, Matéria Orgânica ($\text{g} \cdot \text{dm}^{-3}$) e CTC ($\text{mmol}_c \cdot \text{dm}^{-3}$) do solo antes e depois da aplicação dos tratamentos com chorume e adubação mineral.

T	Doses de Chorume (m ³ .ha ⁻¹)	pH		pH		MO		MO		CTC		CTC	
		Solo 1		Solo 2		Solo1		Solo2		Solo1		solo2	
1	0	7,7	±0,4	7,4	±0,3	26,67	±3,21	35,33	±2,60	107,67	±19,04	116,00	±4,04
2	100	7,7	±0,3	7,5	±0,1	29,33	±2,89	30,00	±1,00	113,67	±7,64	94,67	±4,70
3	200	7,5	±0,5	6,6	±0,8	29,67	±6,35	32,33	±1,86	125,67	±26,16	111,67	±10,11
4	300	6,9	±0,8	6,8	±1,3	28,67	±2,52	30,67	±7,67	111,67	±9,24	105,00	±20,00
5	0 + AD	7,5	±0,3	7,0	±0,5	21,33	±2,52	30,33	±2,60	130,00	±35,51	103,67	±10,93
6	100 +AD	7,2	±1,0	7,0	±0,8	26,67	±0,58	35,00	±3,79	111,33	±7,77	106,00	±9,85
7	200 +AD	7,0	±0,7	6,2	±1,3	25,00	±3,46	36,33	±5,33	106,33	±5,86	127,33	±16,33
8	300 + AD	6,6	±1,3	6,2	±0,8	28,33	±1,53	33,67	±1,86	122,33	±22,28	110,33	±7,80

Nenhum valor médio é significativamente diferente, de acordo com o teste de Tukey, com 5% de significância

Solo 1 – Caracterização média do solo antes da aplicação dos tratamentos

Solo 2 – Caracterização média do solo pós colheita do milho/após os tratamentos

AD – Adubação Mineral. MO – Matéria Orgânica. CTC – Capacidade de Troca Catiônica

Tal como neste ensaio, em estudos anteriores (Berenguer et al., 2008) verificou-se também que o pH do solo diminui com a aplicação de chorumes.

O valor do pH do solo pode variar conforme o valor de pH do chorume que era de 6,53. Se comparamos com o pH de chorume pode-se verificar que houve um ligeiro acréscimo.

Pela observação dos valores da MO para o solo 1 e o solo 2, podemos facilmente verificar que a MO aumenta em relação ao solo 1. Ou seja depois de aplicados os tratamentos com chorume e passados os 120 dias do ciclo do milho, é evidente o aumento de MO no solo. Nota-se que no geral os valores da MO no solo são maiores para aqueles onde foram aplicadas maiores doses de chorume. Segundo Tomé Jr. (1997) os teores de MO obtidos para o solo 2 e para o solo 1 são classificados como altos um vez que são superiores a 25 g.dm^{-3} com exceção do T 5 (quadro 16). Mais uma vez, cremos que a aplicação continuada de chorume poderá conduzir ao aumento da MO no solo de forma significativa estatisticamente.

Quanto aos valores médios da CTC dos solos em questão (Quadro 16) estes não são muito variáveis apresentando uma média de cerca de $116 \text{ mmolc.dm}^{-3}$ para o solo 1 e $109 \text{ mmolc.dm}^{-3}$ para o solo 2.

Samanhotto et al (2010) verificou num ensaio semelhante mas para a cultura de soja, que a CTC no solo era crescente em função das maiores doses de chorume e averiguou diferenças significativas entre a testemunha (T1 – $0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de chorume) e os tratamentos com maiores doses de chorume. Neste estudo foi também verificado que quanto maior o teor de MO maior é a CTC.

Neste ensaio não se verificaram estas mesmas conclusões talvez devido ao facto de as observações terem decorrido apenas num curto espaço de tempo. É possível que prolongando o tempo de observação do ensaio este efeito pudesse vir a ser observado.

A CTC, que representa a capacidade de o solo reter certa quantidade de iões, permite avaliar o potencial de lixiviação no solo. Assim, uma elevada CTC contribui para que haja um baixo potencial de lixiviação de nutrientes.

4.2.2. Teores de cobre e zinco no solo

No Quadro 17 é apresentado os resultados do teste de comparação de médias da concentração de cobre e zinco no solo, em função dos tratamentos aplicados nos lisímetros

Quadro 17 - Comparação de médias através da ANOVA para os valores de cobre (mg. dm^{-3}) e zinco (mg. dm^{-3}) do solo antes e depois da aplicação do chorume, com ou sem adubação mineral

Doses de Chorume		Cu Solo 1		Cu solo 2		Zn solo 1		Zn solo 2	
T	(m^3ha^{-1})	(mg. dm^{-3})		(mg. dm^{-3})		(mg. dm^{-3})		(mg. dm^{-3})	
1	0	5,83 ^{ns} ABDCEF	±2,31	7,2 b ABCDEF	±0,70	1,97 b	±0,21	3,17	±1,64
2	100	5,87 ^{ns} ABCDEF	±2,66	8,1 ab ABCDEF	±0,66	5,67 ab	±1,55	4,50	±0,44
3	200	4,43 ^{ns} DEF	±1,88	9,36 ab ABC	±0,72	7,57 ab	±6,49	7,37	±2,44
4	300	3,43 ^{ns} EF	±0,42	10,5 a A	±1,79	8,67 ab	±4,93	11,27	±6,87
5	0 + AD	4,13 ^{ns} DEF	±1,89	8,2 ab ABCDE	±1,04	3,4 ab	±1,32	10,87	±1,21
6	100 +AD	4,7 ^{ns} CDEF	±2,88	8,83 ab ABCD	±0,70	4,03 ab	±1,32	8,97	±4,10
7	200 +AD	3,37 ^{ns} F	±0,40	9,63 ab AB	±0,23	7,67 ab	±3,02	6,57	±3,95
8	300 + AD	5,07 ^{ns} BCDEF	±2,28	10,13 a A	±0,83	11,7 a	±3,07	2,17	±1,20

a e b são significativamente diferentes segundo teste de Tukey com um nível de significância de 5%, numa mesma coluna.

ns – não significativo, segundo o teste de Tukey com um nível de significância de 5%

A, B, C, D, E e F – são significativamente diferentes, segundo o teste de Tukey a um nível de significância de 5%, numa mesma linha.

Solo 1 – Caracterização do solo no início do ensaio; Solo 2 – Caracterização do solo no fim do ensaio; AD – Adubação Mineral.

Pela observação do Quadro 17 podemos verificar que existem diferenças significativas para a concentração média de cobre no solo 2. Observa-se que os lisímetros onde foram aplicadas maiores doses de chorume são os que apresentam maiores concentrações de cobre.

Deste modo o T4 e T8 ($300 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$ de chorume sem e com adubação respetivamente) são os que apresentam maiores concentrações deste metal pesado diferindo, assim, dos restantes tratamentos. Pela observação do quadro nota-se que o valor da concentração de cobre no solo é proporcional à dose de chorume aplicada aumentando sempre que aumenta a dose de chorume.

Comparando as concentrações de cobre do solo 1 e do solo 2 é facilmente observável que existe um aumento substancial da concentração do cobre após a aplicação do chorume nos

diferentes tratamentos. Este efeito deve-se ao facto do cobre estar presente nos alimentos concentrados para suínos e, de grande parte do cobre ingerido ser veiculado nos dejetos. É comum encontrar nos solos onde se fazem aplicações repetidas de chorume de suínos, grandes concentrações de cobre, mas também de fósforo e zinco (Cordovil, 2004).

Tal justifica-se pelo facto do cobre ser um dos metais pesados menos móveis no solo devido à sua forte adsorção com colóides orgânicos e inorgânicos do solo, bem como o facto de formarem complexos estáveis quando retido pelos ácido húmicos e fúlvicos. Assim durante os processo de infiltração o cobre é retido na maioria dos solos, principalmente quando estes possuem muita matéria orgânica e um pH maior que 7 (Barros et al., 2003) como é o caso deste ensaio. É de notar que o comportamento do Cu é muito dependente do pH do solo.

Segundo Sodré (2001), meios ácidos fazem com que haja maior mobilidade dos metais pesados no solo enquanto o pH acima de 6 favorece a retenção dos mesmos. Pela observação do quadro 16 verifica-se que o pH do solo varia em média entre 6,5 e 7,5 pelo que é favorecida a retenção dos metais pesados no solo, incluindo o cobre.

Contudo, segundo CONAMA (2009) a referência de prevenção de qualidade do teor de cobre para o solo é de 60 mg.dm^{-3} logo, os teores obtidos estão longe disso pelo que não existe qualquer tipo de contaminação por parte do cobre.

Barros et al. (2003) verificaram que o solo argiloso é o que possui maior capacidade de adsorção de cobre e zinco, comparando com solos de textura média e arenosa. Assim solos argilosos diminuem o potencial poluente do chorume fresco, por terem maior capacidade de retenção.

Pela observação dos valores de cobre e zinco obtido no material lixiviado (Quadro 15) e nas concentrações dos mesmos no solo (Quadro 17) nota-se que houve alguma retenção destes metais no solo. De facto, a fraca lixiviação destes metais é explicada pela sua acumulação no solo, para além da normal absorção destes elementos pelas plantas de milho.

Quanto maior a CTC do solo, maior o número de catiões que ele pode reter. Assim podemos dizer que o comportamento de Cu e do Zn no solo está relacionado com a CTC.

Pelo facto do solo do ensaio ter antecedentes de aplicação de chorumes suinícolas durante 6 anos pode explicar a concentração de Cu e Zn como um efeito da acumulação devido às repetidas aplicações de chorumes.

O efeito de acumulação é evidenciado para o cobre e para zinco, pois aumenta substancialmente no solo 2 (final do ciclo do milho).

Da observação dos teores de zinco existem diferenças significativas entre as médias deste para o solo 1 sendo que o T8 (11,7 mg dm⁻³) é significativamente diferente de T1 (1,97 mg. dm³). Nota-se também que o teor de Zn aumenta em função das maiores doses de chorume aplicadas.

Segundo CONAMA (2009) a referência de prevenção de qualidade do teor de Zinco para o solo é de 300 mg.dm⁻³ logo, os teores obtidos não apresentam ameaça a nível de contaminação do solo.

4.2.3. Teores de Potássio e Fósforo no solo

No Quadro 18 apresentam-se os resultados do teste de comparação de médias da concentração de potássio e fósforo no solo, em função dos tratamentos aplicados

Quadro 18 - Comparação de médias de potássio e fósforo (mg.dm⁻³) do solo, antes e depois da aplicação dos tratamentos com chorume e adubação mineral.-

T	Doses de Chorume (m ³ ha ⁻¹)	K Solo1 (mg.dm ⁻³)		K solo2 (mg.dm ⁻³)		P Solo 1 (mg.dm ⁻³)		P Solo 2 (mg.dm ⁻³)	
1	0	1,13 c B	±0,67	0,8 b B	±0,2	2,57 b B	±0,83	6,37 ^{ns} AB	±3,25
2	100	1,67 bc BC	±0,59	1,37 ab B	±0,74	6,06 b B	±5,18	5,47 ^{ns} B	±3,18
3	200	4,13 abc ABC	±2,67	2,03 ab BC	±1,50	4,33 b B	±1,45	4,05 ^{ns} B	±0,25
4	300	4,83 abc ABC	±2,50	3,80 ab ABC	±0,69	5,27 b B	±4,27	11,43 ^{ns} AB	±8,25
5	0 + AD	2,87 bc BC	±1,17	2,90 ab ABC	±3,25	5,9 b B	±4,50	8 ^{ns} AB	±4,90
6	100 +AD	5,17 abc ABC	±2,00	2,70 ab BC	±1,08	17,67 ab AB	±6,45	10,9 ^{ns} AB	±6,00
7	200 +AD	6,7 ab AB	±2,80	5,03 a ABC	±1,15	12,17 ab AB	±9,73	10,9 ^{ns} AB	±4,50
8	300 + AD	8,43 a A	±0,21	5,03 a ABC	±1,12	22,4 a A	±7,60	15,97 ^{ns} AB	±3,08

a e b são significativamente diferentes segundo teste de Tukey com um nível de significância de 5%, numa mesma coluna.

ns – não significativo, segundo o teste de Tukey com um nível de significância de 5%

A, B, C, D, E e F – são significativamente diferentes, segundo o teste de Tukey a um nível de significância de 5%, numa mesma linha.

Solo 1 – Caracterização do solo no início do ensaio; Solo 2 – Caracterização do solo no fim do ensaio; AD – Adubação Mineral.

O tratamento estatístico revelou a existência de diferenças significativas entre as concentrações de K no solo 1 e no solo 2.

Pela observação do Quadro 18 nota-se que as concentrações de K no solo 1 aumentam proporcionalmente com as maiores doses de chorume aplicadas. Podemos ainda verificar que mesmo para as mesmas doses de chorume, a concentração de K é maior no solo onde foi adicionado a adubação mineral.

O valor da concentração de K para o solo onde foi aplicado o tratamento 8, ($300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} + \text{AD}$) é significativamente diferente do valor da concentração de K no solo considerado como sendo a testemunha (T1), onde não foi aplicado adubação nem chorume. O efeito da adubação mineral é nítido pois os valores de K são superiores para as mesmas doses de chorume nos solos onde foram aplicados a adubação mineral.

O mesmo acontece para o solo 2, onde existem valores médios significativamente diferentes para as concentrações de K entre os tratamentos 7 e 8 e o tratamento 1, verificando-se o mesmo que anteriormente, isto é, que as concentrações de K são menores no solo onde não foi aplicado chorume nem adubação mineral ($0,8 \text{ mg.dm}^{-3}$) e bem maiores para o solo onde foram aplicadas maiores doses de chorume ($5,03 \text{ mg.dm}^{-3}$ para o T7 e T8).

Comparando as concentrações de K entre o solo 1 e o solo 2 apesar de não existir diferenças significativas nota-se que a concentração de K diminui em relação o solo 1. Tal justifica-se pelo facto de o solo 2 ter sido recolhido depois da colheita do milho pelo que o K existente no solo foi absorvido pela cultura e também devido ao facto de ser lixiviado.

O potássio é medianamente imóvel no solo e é normalmente mantido na camada superior do solo, quando aplicado em formas solúveis (Bernal et al., 1993 cit in Berenguer et al., 2010). Contudo a lixiviação de K é possível dependendo de fatores tais como a textura pelo que solos arenosos têm tendência a existir maior lixiviação de K.

O Quadro 18 apresenta também a comparação das médias das concentrações de fósforo obtidas segundo ANOVA.

Os valores da concentração de fósforo no solo 1 foram maiores para os tratamentos que receberam adubação mineral juntamente com o chorume, do que para os restantes. Através da análise estatística nota-se que os valores médios da concentração de fósforo são significativamente diferentes entre o T8 e os T1, T2, T3, T4 e T5. Ora o valor de P para T8 é de $22,4 \text{ mg.dm}^{-3}$ (valor máximo associado a adubação mineral e á dose máxima de chorume) sendo este valor significativamente diferente da testemunha (T1) cujo valor de fósforo é de apenas $2,57 \text{ mg.dm}^{-3}$. Tal como já tinha sido referido atrás, a aplicação de

chorume de suínos ao solo promove a acumulação de fósforo num curto espaço de tempo, pelo facto de o chorume ter quantidades significativas deste nutriente e por ele ser muito imóvel no solo.

Para o solo 2 (fim do ciclo do milho) não existiram diferenças significativas para os teores de fósforo para os vários tipos de tratamento. Contudo, analisando os valores do Quadro 18, no que toca a concentração de fósforo no solo 2 podemos verificar que em geral são maiores onde foram aplicadas as maiores taxas de chorume, com exceção do T1 cujo possui concentração de P maior que T2 e T3. Em alguns solos brasileiros, devido ao tipo de mineral de argila presente, há possibilidade de adsorção de aniões e não só de catiões como estamos habituados a observar nos solos portugueses.

Ao comparar os valores de P entre o solo 1 e o solo 2 nota-se que ouve um ligeiro aumento para o T1, T4, T5 e uma ligeira diminuição para os restantes tratamentos.

Tal pode-se justificar devido ao facto das plantas correspondentes a estes tratamentos não terem absorvido muito P pelo que este ficou retido no solo. Na figura 27 é possível visualizar o estado vegetativo do milho 65 DAS para alguns tratamentos é de notar que no L 24 cujo foi aplicado o T5 ($0 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1} + \text{AD}$) é muito menos desenvolvido do que os L 23 e L22 onde foi aplicado o T3 ($200 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$) e T8 ($300 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1} + \text{AD}$) respetivamente. A figura 28 indica o estado vegetativo do milho 65 DAS nos lisímetros onde foram aplicados o T1 ($0 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1} - \text{L4}$) e T5 ($0 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1} + \text{AD} - \text{L16}$) onde podemos facilmente denotar que o desenvolvimento do milho nestes é muito menor justificando-se assim a maior concentração de nutrientes no solo.



Figura 27 - Estado vegetativo do milho 63 DAS para o T5 (L24), T3 (L23) e T8 (L22)

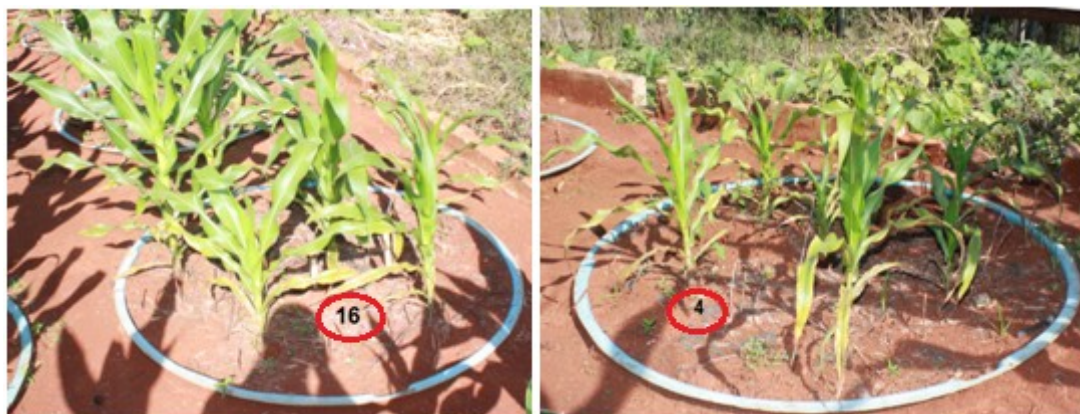


Figura 28 - Estado vegetativo do milho 63 DAS para o T5 (L16) e T1 (L4)

É de notar que a concentração de P no solo é maior para os tratamentos onde foram adicionados adubação mineral NPK, muito provavelmente devido à aplicação suplementar de P para além do contido no chorume.

Bertol et al. (2010) evidenciou que o solo que recebe chorume líquido de suíno é propício a uma maior perda de fósforo, em relação ao solo que recebe adubação mineral NPK. Deste modo significa que a transferência de fósforo para o solo por meio de aplicação de chorume líquido, apresenta maior risco ambiental do que se essa fonte fosse feita por uma fonte inorgânica.

Os valores de P relativamente elevados no solo devem-se ao facto de este ter baixa mobilidade no solo e provavelmente ter sido absorvido pelas partículas do solo, e/ ou precipitado.

O tipo de solo é um fator importante para o controlo da movimentação de fósforo no perfil do solo pois, dependendo do solo, este nutriente pode estabelecer uma interação entre o solo e a solução percolada, que pode provocar um aumento e possibilidade de adsorção de fósforo. Em solos argilosos o fósforo é mais fortemente retido tal como se verifica neste estudo.

4.2.4. Teores de Azoto orgânico e Azoto inorgânico no solo

No Quadro 19 são apresentados os resultados do teste de comparação de médias da concentração de Azoto inorgânico (NO_3^- , NO_2^- e NH_4^+) no solo, em função dos tratamentos realizados.

Quadro 19 - Comparação de médias através da ANOVA para os valores de Azoto orgânico e Azoto inorgânico (mg.dm^{-3}) do solo, antes e depois dos tratamentos com chorume, com ou sem adubação mineral.

T	Doses de Chorume ($\text{m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$)	Ninorg. Solo 1 (mg.dm^{-3})	Ninorg. Solo 2 (mg.dm^{-3})	Norg solo 1 (mg.dm^{-3})	N org solo 2 (mg.dm^{-3})
1	0	43,8 ABCD $\pm 3,5$	28,63 DE ± 2	1146,3 ^{ns} ± 278	1254,7 ^{ns} $\pm 78,8$
2	100	47,3 AB $\pm 3,5$	27,47 E ± 2	1376,1 ^{ns} ± 161	1115,9 ^{ns} $\pm 162,7$
3	200	53,7 A ± 11	30,97 CDE ± 4	1352,8 ^{ns} ± 70	1252,4 ^{ns} $\pm 159,7$
4	300	43,8 ABCD $\pm 3,5$	32,13 BCDE ± 10	1379,6 ^{ns} ± 210	1017,9 ^{ns} $\pm 474,9$
5	0 + AD	47,3 AB $\pm 3,5$	27,47 E ± 2	1424,5 ^{ns} ± 278	1069,2 ^{ns} $\pm 81,9$
6	100 +AD	44,97 ABC $\pm 5,3$	29,8 CDE ± 6	1238,5 ^{ns} ± 79	1253,5 ^{ns} $\pm 155,6$
7	200 +AD	40,3 ABCDE $\pm 0,5$	26,3 E ± 6	1336,5 ^{ns} ± 288	1210,4 ^{ns} $\pm 317,3$
8	300 + AD	49,63 A ± 2	27,46 E ± 2	1233,8 ^{ns} ± 352	1255,9 ^{ns} $\pm 82,9$

ns – não significativo, segundo o teste de Tukey com um nível de significância de 5%

A e B– são significativamente diferentes, segundo o teste de Tukey a um nível de significância de 5%. Teste aplicado para o solo 1 e solo 2 juntamente.

Solo 1 – Caracterização média do solo antes da aplicação dos tratamentos; Solo 2 – Caracterização média do solo pós colheita do milho/após os tratamentos; AD – Adubação Mineral.

As médias de concentração de azoto inorgânico (nitratos mais azoto amoniacal) no solo 1 e no solo 2 não foram significativamente diferentes para os tratamentos realizados quando comparadas separadamente.

Contudo, comparando as concentrações de azoto inorgânico do solo 1 e do solo 2 pode observar-se que houve uma diminuição deste valor e que foi significativamente diferente em alguns tratamentos como é o caso do T8 em que as médias são significativamente diferentes do solo 1 para o solo 2 em que a concentração de N_{inorg} no solo 1 é de 49,63 mg.dm^{-3} e 27, 46 mg.dm^{-3} para o solo 2. Deste modo pode-se dizer que existe uma descida significativa do teor N_{inorg} do solo 1 para o solo 2.

Esta diminuição N_{inorg} deve-se ao facto de a MO no chorume passar por processos de amonificação e nitrificação para que as formas orgânicas sejam convertidas em formas minerais que depois estejam suscetíveis a serem absorvidas pelas plantas bem como se perder por lixiviação.

A maior concentração de N_{inorg} no solo do que no lixiviado é devido ao facto de o azoto no chorume ser maioritariamente amoniacal, que se nitrifica rapidamente pela ação dos microrganismos do solo.

As médias de concentração de azoto inorgânico no solo 1 e no solo 2 não foram significativamente diferentes para os tratamentos realizados.

Contudo é possível observar que o teor de azoto inorgânico no solo 1 é maior para as maiores doses de chorume, como era de esperar.

É provável que o azoto orgânico tenha sido mineralizado levando ao aumento da sua concentração mineral no solo em função das doses de chorume aplicadas. Observa-se uma diminuição de azoto inorgânico em relação a alguns tratamentos, talvez devido ao facto de em alguns estádios de desenvolvimento da planta esta apresentar maior necessidade desse elemento para o seu desenvolvimento, principalmente nas formas inorgânicas.

Embora a acumulação de nitratos no solo seja rara na maior parte dos solos, no que toca a solos argilosos pode existir uma ligeira acumulação destes.

Deste modo devido ao facto do ensaio ter sido realizado em um solo de textura argilosa (mineralogia predominante de caulinite, hematite) é possível a acumulação de azoto mineral no mesmo.

Barros et al. (2003) verificou que elevadas concentrações de azoto e nitratos foram observados em solos argilosos, quando comparados com solos arenosos e de textura mediana.

5. Conclusões

Em relação aos resultados obtidos na análise de lixiviado conclui-se, para as condições ensaiadas, que não existiram problemas de lixiviação de nitratos, habitualmente muito associados à utilização de chorume de suínos na agricultura. Também não houve risco de degradação das águas subterrâneas a nível de contaminação com potássio, cobre ou zinco.

Em relação aos resultados obtidos na análise de solo, conclui-se que houve uma ligeira acidificação do solo após a aplicação dos tratamentos com chorume suíno fresco, houve um aumento da matéria orgânica, principalmente onde foram aplicadas as maiores doses de chorume e os teores de cobre e zinco aumentaram consoante a dose de chorume aplicada. As concentrações de fósforo e potássio no solo são maiores nos tratamentos associados a adubação mineral sendo que o fósforo é mais retido no solo do que o potássio.

Quanto aos teores de azoto orgânico e inorgânico no solo, não apresentam qualquer tipo de problema de contaminação mas, é possível concluir que houve uma certa acumulação de azoto mineral no solo.

Para a maioria dos parâmetros avaliados, não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos com adubação química e sem adubação química.

Notou-se visualmente que, quanto maior a dose de chorume aplicada, melhor é o desenvolvimento das plantas de milho. As plantas de milho cultivadas nos lisímetros em que foram aplicadas as doses de chorume fresco sem adubação mineral tiveram um desenvolvimento equiparado às que foram tratadas com AD e chorume.

A principal desvantagem a apontar neste ensaio é facto de o solo em questão ser propício a sofrer acumulação de cobre e zinco. Apesar de os valores de cobre e zinco obtidos nas análises de solo não serem tóxicos, com aplicações sucessivas de chorume fresco estes metais pesados podem acumular-se no solo, contaminando-o e posteriormente causar fitotoxicidade nas plantas.

A partir dos resultados obtidos e para as condições de ensaio, a utilização de chorume suíno fresco não causou impactos ambientais negativos no solo e na água quanto aos elementos analisados. Contudo, é necessário ter algumas preocupações com os teores de cobre e zinco no solo que podem provocar contaminação do mesmo devido à acumulação destes no solo. É necessário ter especial atenção para solos argilosos como é o caso, em que a retenção de nutrientes é relativamente elevada.

Deste modo, a contaminação de águas quer superficiais quer subterrâneas está fora de perigo mesmo com aplicação de chorume fresco para as condições ensaiadas.

Contudo é necessário que exista monitorização do solo de modo a evitar a acumulação de nutrientes, principalmente de metais pesados que poderão, eventualmente, provocar toxicidade nas plantas ou, posteriormente, nas águas devido a uma possível erosão e/ou escoamento superficial.

Assim, a aplicação de chorume fresco na agricultura é uma solução ambientalmente favorável no que diz respeito aos riscos de lixiviação de azoto para o tipo de condições em que foram realizados os ensaios.

Acredita-se que a aplicação continuada destes chorumes poderá conduzir ao aumento dos efeitos aqui descritos.

Nota:

É de notar que neste ensaio não foram analisadas as emissões atmosféricas a partir do chorume fresco pelo que pode existir algum impacto no que toca à volatilização de certas substâncias, nomeadamente NH_3 .

Deviam também ser analisadas/ discutidas as cargas orgânicas do chorume (CBO, CQO, Sólidos, ...) bem como a avaliação de qualidade da cultura. A Análise do escoamento superficial também é importante analisar de modo a avaliar os nutrientes que são escoados.

As conclusões obtidas neste ensaio devem ser melhor comprovadas prolongando o ensaio por mais tempo de modo a obter conclusões mais fiáveis.

6. Bibliografia

ABIEPCS. (2012). Associação Brasileira de Indústria Produtora e Exportadora de Carne de Suínos. [Online] <http://www.abiepcs.org.br/pt/estatisticas/mundial/producao-2.html> (15/5/12).

ABIEPCS. (2010). Especial, Os caminhos da Suinicultura. [Online] http://www.abiepcs.org.br/uploads/relatorios/documentostecnicos/Especial_Suinocultura_-_Agroanalysis.pdf (15/5/12).

Aboukhaled,A., Alfaro,J. F., Smith, M. (1986). *Los Lisímetros*. Roma: FAO, 60p.

Albuquerque,J.A., Fuente, C., Ferrer-Costa, A., Carrasco, L., Cegarra,J., Abad, M., Bernal, M.P. (2012). Assessment of the fertiliser potential of digestates from farm and agro-industrial residues. *Biomass Bioenergy*. V.40, pp.181-189.

Almeida, M. C., & Ribeiro, R. (2005). Conservação da água no sector pecuário. Lisboa: Laboratório Nacional de Engenharia Civil.

Alva, A.K., Huang, B., Paramasivam, S. (2000). Soil pH effects copper fraction and phytotoxicity. *Soil Science Society of America Journal*. V. 64, pp. 955-962.

Amaro, S., Ribeiro, L., Paralta, E., Cardoso Pinto, F. (2006). Aplicação de Efluentes de Suiniculturas como Fertilizantes na Agricultura: Impacto na Qualidade dos Meios Hídricos (Santiago do Cacém, Alentejo). 8º congresso da água, Figueira da Foz. Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos, 9p.

Arienzo, M., Christen, E., Qualley, W., Kumar, A. (2008). A review of the fate of potassium in the soil–plant system after application of wastewaters. *Journal of Hazardous Materials*. V.164, pp.415-422.

Apha, Awwa, Wef. (1998). American public health Association – Apha, Awwa, Wef. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20 ed. Washington: American Public Health Association, 1193 p.

Barros, L.S.S., Amaral, L.A., Júnior, J.L. (2003). Ocorrência das formas de azoto nas águas residuais de suinicultura e em três tipos de solos. *Revista portuguesa de ciências veterinárias*, UEP- Faculdade de ciências agrárias e veterinárias, São Paulo. V.98, pp.197 – 206.

Berenguer, P., Santiveri, F., Lloveras, J. (2010). Potencial Phosphorus, Potassium, and Magnesium Surpluses in an Irrigated Maize Monoculture Fertilized with Pig Slurry. *Agronomy journal*. V.102, pp.96 – 102.

Berenguer, P., Santiveri, F., Boixadera, J., & Lloveras, J. (2008). Copper and Zinc Soil Accumulation and Plant Concentration in irrigated maize fertilized with liquid swine manure. *Agronomy journal*. V.100, pp.1056 – 1061.

Bernal, M. P., Lax, A., Roig, A. (1993). The effect of pig slurry on exchangeable potassium in calcareous soils. *Biol. Fertil. Soils*. V.16, pp.169-172.

Bertol, O., Rizzi, N., Favaretto, N., Lana, M. (2010). Phosphorus loss surface runoff in no-till system under mineral and organic fertilization. *Scientia Agrícola*. Piracicaba, Br. V.67, pp. 71-77.

Berwanger, L.A., Ceretta, C.A., Santos, D.R. (2008). Alterações no teor de fósforo no solo com aplicações de dejetos líquidos de suínos. *R. Bras. Ci. Solo*. V.32, pp.2525-2532.

Bicudo, J. R., & Albuquerque, A. (1995). Caracterização do sector da suinicultura relativamente ao estado da adequação à legislação ambiental. p. 172.

Bicudo, J. R., & Albuquerque, A. (1996). Caracterização das explorações de suinicultura relativamente aos sistemas de proteção ambiental. P.10.

Burton, C. H., Turner, C. (2003). *Manure management, Treatment strategies for sustainable agriculture* (2nd edition). Silsoe, Research Institute, UK. p.449.

Caovilla, F. A., Sampaio, S. C., Smanhotto, A., Nóbrega, L. H. P., Queroz, M. M. F., Gomes, B. M. (2010). Características químicas de solo cultivado com soja e irrigado com água residuária da suinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. V.14, pp. 692-697.

Chelme-Ayala, P., El-Din, M.G., Smith, R., Code, K.R., & Leonard, J. (2011). Advanced treatment of liquid swine manure using physico-chemical treatment. *Journal of Hazardous Materials*. V.186, pp.1632-1638.

CONAMA. (2008). Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. Resolução nº 396 de 3 de Abril de 2008.

CONAMA. (2009). Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. Resolução nº 420 de 28 de Dezembro de 2009.

CONFAGRI. (2011). Cofederação Nacional das Cooperativas Agrícolas e do Crédito Agrícola de Portugal. [Online] <http://www.confagri.pt/Pages/WelcomePage.aspx> (15/6/12).

Cordovil, C. M. S. (2003). Previsão da disponibilidade de azoto para as plantas a partir da mineralização de resíduos orgânicos aplicados ao solo. ISA, Lisboa.

Cordovil, C.M.S. (2004). Dinâmica do azoto na reciclagem de resíduos orgânicos aplicados ao solo, Instituto do Ambiente, Alfragide.56 p.

Cordovil, C. M. S., Basanta, R., Pires, S.O., Ferreira, L., Kiladze, K. (2012). Application of Fresh and Treated pig slurries and novel in maize crop. Communications in soil science and plant analysis.V. 43, pp. 2126-2141.

Cunha-Queda, A.C.F. (1999). Dinâmica do azoto durante a compostagem de materiais biológicos putrescíveis. Tese de Doutoramento em Engenharia Agro-Industrial, Universidade Técnica de Lisboa, ISA, Lisboa, 257 p.

Cunha-Queda, A.C.F. (2011). Material de apoio à disciplina de Tecnologia e Tratamento de Resíduos. Engenharia Do Ambiente, ISA.

Daí-Pra, M. A., Corrêa, E. K., Roll, V. F. B., Xavier, E. G. (2008). Compostagem de Suínos. TECNO – LÓGICA (Revista de departamento de química e física, do departamento de Engenharia, Arquitetura e Ciências Agrárias e do Mestrado em Tecnologia Ambiental).V.12, pp.28-32.

Dal Bosco.T., Iost, C., Silva, L. N., Carnellosi, C. F., Ebert, D. C., Schreiner, J. S., Sampaio, S.C. (2007). Utilização de água residuária de suinicultura em propriedade agrícola – estudo de caso. Irriga, Botucatu, Brasil. V. 13, pp.139-144.

Dal Bosco, T.C., Sampaio, S.C., Opazo, M. A. U., Gomes, S. D., Nóbrega, L. H. P. (2008). Aplicação de água residuária de suinicultura em solo cultivado com soja: cobre e zinco no material escoado e no solo. Eng.Agríc., Jaboticabal, Brasil. V. 28, pp.699-709.

Duarte, E. (2008). Manual de Apoio às Aulas Teóricas da Unidade Curricular Tratamento de Águas, Efluentes e Resíduos. ISA.

EMBRAPA. (2006). Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Sistema brasileiro de classificação de solo. 2ª edição, Rio de Janeiro. p.306.

ENEAPAI. (2007). Estratégia Nacional para os Efluentes Agropecuários e Agroindustriais.

Gonçalves, M. S. (2005). Gestão de Resíduos Orgânicos, Sociedade Portuguesa da Inovação, 1ªedição, Porto. p. 104.

Gouveia, S. (2011). Caracterização do sector de suinicultura e Medidas de Acção em curso: Região Hidrográfica do Tejo e Bacias Hidrográficas das Ribeiras do Oeste. Dissertação de Mestrado em Engenharia e Gestão da Água, UNL. p.183.

Hatfield, J. L., Brumm, M. C., Melvin, S. W. (1998). Swine manure management in agricultural uses of municipal animal and industrial by products. U.S.D.A.

IAPAR. (1998). Instituto Agronômico Do Paraná. Cartas climáticas do estado do Paraná. Londrina. [Online] <http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=597>

INE. (2011). Estatísticas Agrícolas 2010. Instituto Nacional de Estatística. Edição 2011, Portugal- Lisboa.

Kunz, A., Higarashi M.M., Oliveira, P.A. (2005). Tecnologias de manejo e tratamento de dejectos duinos estudadas no Brasil. Cadernos de Ciência & Tecnologias, Brasília. V.22, pp. 651 – 655.

Kunz, A., Steinmtz, L. R., Bortoli, M. (2010). Separação Sólido – Líquido em efluentes da suinicultura. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande. V.14, pp.1220-1225.

Longo, A. J., Sampaio, S. C., Suszek, M. (2006). Equação de chuvas intensas e precipitação provável para o município de Cascavel, PR. Revista vaira Scientia. V.06, pp. 119-127.

Maggi, C. F., Freitas, P. S. L., Sampaio, C. S., Dieter, J. (2010). Lixiviação de nutrientes em solo cultivado com aplicação de água residuária de suinicultura. Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental, Campina Grande. v.15, pp. 170-177.

OMAIAA. (2012). Observatório dos Mercados Agrícolas e das Importações Agro – Alimentares. [Online] http://www.observatorioagricola.pt/noticia.asp?id_noticias=1299 (15/6/12).

Prior, M. (2008). Efeito da água residuária de suinocultura no solo e na cultura do milho. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Estadual de São Paulo, Botucatu. p.120.

Prior, M., Smanhotto, A., Sampaio, S., Nobrega, L., Opazo, M., Dieter, J. (2009). Acúmulo e percolação de água residuária de suinocultura na cultura do milho (*Zea mays* L.). Pesquisa aplicada & agrotecnologia, Brasil. V.2, N1, pp. 89-95.

Prior, M., Sampaio, S.C., Smanhotto, A., Dal Bosco, T., Nóbrega, L. H. P., Suszek, M., Dieter, J.(2008). Phosphorus behavior of in soil and percolated material with the use of swine wastewater in soybean culture. In: International conference of agricultural engineering, Brasil.

Raij, B. V., Andrade, J.C., Cantarella, H., Quaggio, J.A. (2001). Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Instituto Agronômico - IAC, Campinas (SP), 285 p.

Rech, C., Schoenhals, M., Follador, F. A. C. (2008). Influência da suinicultura na qualidade da água em microbacia agrícola no sudoeste do estado do Paraná. Engenharia ambiental – Espírito Santo do Pinhal. V.5, pp. 254-273.

Ribeiro, H. (2011). Material de apoio à disciplina de Valorização agronómica dos resíduos. ISA, Lisboa.

Santos, J.Q. (1996). Fertilização – Fundamentos da Utilização dos Adubos e Correctivos. Publicações Europa – América. 2ª edição, Mem Martins, 430 p.

Santos, J.Q. (2001). Fertilização e Ambiente – Reciclagem agro-florestal de resíduos e efluentes. Publicações Europa-América, Mem Martins, 250 p.

Smanhotto, A. (2008). A aplicação de água residuária tratada de suinicultura em solo cultivado com soja. Tese doutoramento em Agronomia – UNESP.

Smanhotto, A., Sousa, A., Sampaio, S., Nóbrega, L., Prior, M. (2010). Cobre e Zinco no material percolado e no solo com a aplicação de água residuária de suinicultura em solo cultivado com soja. Eng. Agrícola. Jaboticabal, Brasil. V.30, pp.346-357.

Smiles, D.E., Smith, C.J. (2004). A survey of the cation content of piggery effluents and some consequences of their use to irrigate soils. Australian Journal of Soil. Research.v. 42, pp.231 – 246.

Sodré, F. F., Lenzi, E., Costa, A. C. (2001). Utilização de modelos físicos-químicos de adsorção no estudo do comportamento do cobre em solos argilosos. Química nova, São Paulo. V.24, pp.324-330.

Souza, C., S., Campos, J., Matos, A., Ferreira, W. (2009). Caracterização de dejetos de suínos em fase de terminação. Revista Ceres, 56.

Tedesco, M. J., Gianello, C., Bissani, C. A., Bohnen, H., Volkweiss, S. J.(1995). Análise de solo, plantas e outros materiais. Porto Alegre: UFRGS, 174 p.

Tomé J. (1997). Manual para interpretação de análise de solo. Guaíba: Agropecuária, 247p.

Varennnes, A. (2003). Produtividade dos solos e ambiente. Escolar editora. Lisboa, 465 p.

Westerman, P.W., Bicudo, J.R., (2005). Management considerations for organic waste use in agriculture. Bioresource Technology. v. 96, 215 – 221.

Webgrafia

EUROstat. (2010). [Online]

http://epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics_explained/index.php/Agricultural_products/pt
(15/6/2012)

FAO. (2012). Food and Agriculture Organization. [Online]

http://www.fao.org/AG/againfo/resources/en/glw/GLW_dens.html (27/02/12).

FAO.(2012). Food and Agriculture Organization. [Online]

<http://www.fao.org/ag/againfo/themes/en/pigs/home.html> (27/02/12).

FAOstat. (2012). [Online]

<http://faostat.fao.org/site/573/DesktopDefault.aspx?PageID=573#ancor> (15/5/2012)

http://www.3tres3.com.pt/buscando/produ-ccedil-atilde-o-de-carne-de-porco-na-europa-2010_1300/ 15/6/2012

<http://www.beefpoint.com.br/cadeia-produtiva/giro-do-boi/potencialidade-do-brasil-como-produtor-de-carne-suina-739897>. 17/6/2012.